Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada :

AQUAMIN

Document justificatif II : Est du Bouclier canadien : Québec

Études de cas

Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada :

AQUAMIN

Document justificatif II : Est du Bouclier canadien : Québec Études de cas

Préparé pour :
Le Groupe directeur d'AQUAMIN

Par :
Le Groupe de travail d'AQUAMIN 4, Québec

1996

Document de travail

103-05109/

Tables des matières

Page

1 Aldermac 1
1.1 Introduction 1
1.2 Contexte géologique et géochimique 3
1.3 Potentiel des terres 3
1.4 Problématique 4
1.5 L'Hydrologie du parc 5
1.6 L'effluent du parc à résidus 5
1.7 Le milieu récepteur 5
1.8 Les sédiments 10
1.9 Mesures de mitigations 12
1.10 Suivi 12
1.11 Discussion 14
1.12 Conclusion 15
1.13 Bibliographie 16

2 Mines Gaspé 17
2.1 Description du site 18
2.1.1 Activités de production 18
2.1.2 Nature du minerai et des stériles 18
2.1.3 Procédés minérallurgiques 18
2.1.4 Installations de traitement des eaux 18
2.1.5 Chronologie d'impacts environnementaux 20
2.1.6 Stations d'échantillonnage 20
2.2 Caractéristiques de l'effluent et conformité 22
2.2.1 Débits 22
2.2.2 Caractéristiques physio-chimiques 22
2.2.3 Bioessais de toxicité 23
2.3 Qualité de l'eau dans le milieu récepteur 24
2.3.1 Qualité de l'eau 24
2.3.2 Bioessais de toxicité 25
2.3.2.1 Méthodologie 25
2.3.2.2 Conclusions 25
2.4 Qualité des sédiments 31
2.4.1 Méthodologie 31
2.4.2 Conclusions 32
2.5 Étude du benthos 38
2.5.1 Méthodologie 38
2.5.2 Présentation des résultats 38
2.5.3 Conclusions 39

2.6 Étude des poissons 50
2.6.1 Étude des populations 50
2.6.1.1 Méthodologie 50
2.6.1.2 Conclusions 50
2.6.2 Contenu en métaux du zooplancton et des poissons 55
2.6.2.1 Méthodologie 55
2.6.2.2 Conclusions 55
2.7 Conclusions générales 56
2.8 Bibliographie 57

3 Lac Matagami 60
3.1 Introduction 60
3.1.1 Site d'étude 60
3.1.2 Historique des opérations 62
3.1.3 Géologie/Minéralogie 62
3.1.4 Procédés minérallurgiques 63
3.1.5 Système de traitement des eaux 63
3.2 Stations d'échantillonnage 64
3.2.1 Sous-bassin de la rivière Allard 64
3.2.2 Sous-bassin du ruisseau Veract 66
3.3 Caractèristiques de l'effluent 67
3.3.1 Débits 67
3.3.2 Caractéristiques physico-chimiques 67
3.3.3 Bioessais de toxicité 67
3.4 Qualité de l'eau dans le milieu récepteur 69
3.4.1 Méthodologie 69
3.4.2 Résultats 69
3.4.3 Discussion et recommandations 71
3.5 Qualité des sédiments 71
3.5.1 Méthodologie 71
3.5.2 Résultats 72
3.5.3 Discussion et recommandations 72
3.6 Étude de benthos 75
3.6.1 Méthodologie 75
3.6.2 Résultats 75
3.6.3 Discussion et recommandations 77
3.7 Étude des poissons 77
3.7.1 Méthodologie 77
3.7.2 Résultats 78
3.7.3 Discussion et recommandations 78
3.8 Conclusion 82
3.9 Bibliographie 83

Annex 1 : Directive 019 84

1 Aldermac[1]

1.1 Introduction

Le site minier Aldermac, situé à une vingtaine de kilomètres à l'ouest de Rouyn-Noranda, a été exploité de 1932 à 1943, pour le cuivre, la pyrite, la silice, l'or et l'argent. En plus du cuivre et des métaux précieux, 500,000 tonnes de pyrite et 65,000 tonnes de silice ont été produites à partir d'une production de 1.85 M.t. de minerai extrait (Gîtes minéraux à tonnage évalué et production minérale du Québec D.V.85-08). Après broyage, le minerai était flotté et les concentrés obtenus expédiés par voie ferrée au complexe métallurgique de Minéraux Noranda inc.

Les valeurs de Zn que nous avons déjà obtenu en 1987[2] dans les résidus, de même que les résultats du M.R.N. du Québec cités dans l'étude de "Montréal Engineering Ltd" (p. 1.4) (Zn = 2 à 10%) montre que le moulin n'avait probablement pas de circuit pour la récupération pour le zinc. Ces fortes valeurs en zn se retrouvent dans la partie nord du parc.

1.3 M.t. de résidus sulfureux ont ainsi été déposés librement dans une cuvette naturelle drainant une superficie de 188 ha (Consor inc. 1994) vers le lac Arnoux et le lac Dasserat par un petit ruisseau prenant naissance, dans la partie sud du parc à résidus.

Dès 1948, de graves problèmes environnementaux sont constatés. Des analyses de pH réalisées entre 1957 et 1974 montrent une forte acidification du lac Arnoux et une présence toxique de métaux dans l'eau causant la mort du lac et menaçant le lac Dasserat (figure 1.1). En 1974, on constate la disparition du poisson: le lac Arnoux est devenu à toutes fins pratiques abiotiques.

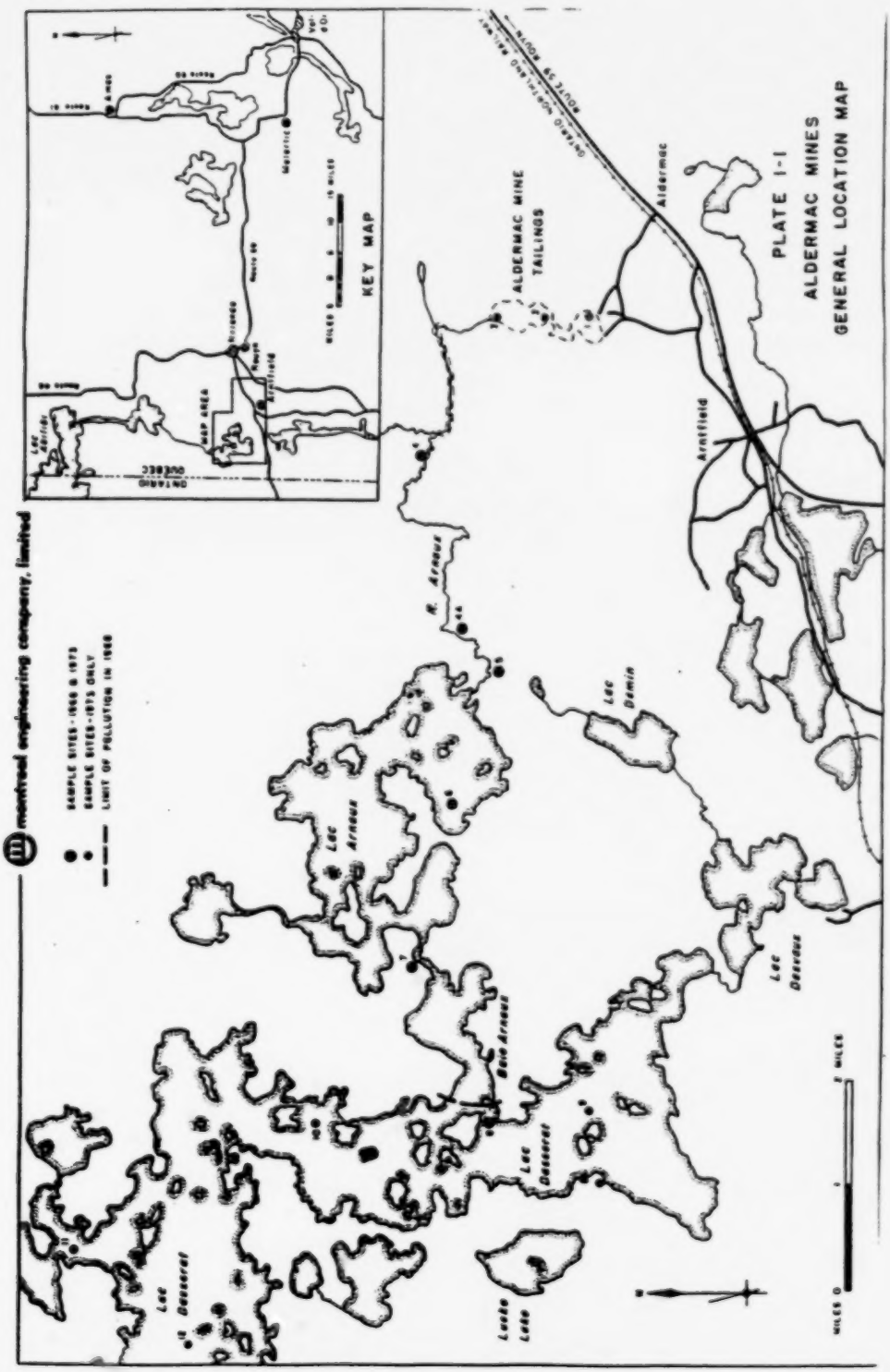
Trois études formelles ont été menées sur le parc Aldermac. La première en 1974 par "Montréal Engineeering Company Ltd", la deuxième en 1993, par Renée Martial du Menviq et la troisième en 1994 par la firme Consor inc.

---

[1] Ce site étant abandonné, des commentaires du propriétaire n'ont pas été demandé

[2] Échantillonnage des résidus miniers pour leur valeur économique, Marc Lefebvre, 1987.

Figure 1.1 : Location du site minier Aldermac


montreal engineering company, limited
KEY MAP
ALDERMAC MINE TAILINGS
Aldermac
Arntfield
PLATE 1-1
ALDERMAC MINES
GENERAL LOCATION MAP
R. Arnaud
Lac Demin
Lac Arnaud
Lac Deserost
Lac Desvaux
Lac Deserost
Lac Deserost
Lac Deserost

1.2 Contexte géologique et géochimique

Le site est situé dans le bouclier Canadien, dans la province du Supérieur. Le gisement est composé de sulfures massifs localisés au sud d'un massif de syénite dans des tufs et des agglomérats felsiques et forme le flanc nord d'un synclinal. La minéralisation consiste en pyrite, pyrotine, chalcopyrite, sphalérite et magnétite.

En surface, on retrouve des argiles et des dépôts morainiques. Au niveau régional, le retrait des glaciers a donné naissance au lac Objibway Barlow qui a mis en place la vaste plaine argileuse d'Abitibi.

Au niveau géochimique, les études menées par Messieurs Lalonde et Cockburn en 1977[3], ont permis d'établir les bruits de fond pour les métaux suivants dans les sédiments de ruisseaux :

Cu 24 ppm
Ni 31 ppm
Zn 75 ppm
Pb 21 ppm

1.3 Potentiel des terres

Évidemment la région possède un fort potentiel minier. Beaucoup de campagnes d'exploration s'y sont déroulées depuis l'ouverture des camps miniers de Rouyn-Noranda (Québec) et de Virginia Town et Kirkland Lake (Ontario) au début des années 1920. Le potentiel minier demeure excellente.

Un banc de gravier appuyé sur le côté ouest du parc est également exploité.

Autrement le secteur est surtout utilisé pour son potentiel faunique, halieutique et de villégiature. On retrouve environ 120 chalets au pourtour des lacs Dasserat, Desvaux et Berthemet. Le territoire est parsemé de camps de chasse à l'orignal. Le lac est très fréquenté par les pêcheurs, les résidents et les clients des deux pourvoiries installées sur le lac.

Le territoire est sous la juridiction de la municipalité d'Arntfield. On y observe de plus en plus d'habitations permanentes et le secteur sud du lac (Desvaux et Berthemet) offre un bon potentiel pour le développement domiciliaire en plus d'un potentiel de 720 chalets sur tout le plan d'eau (source : municipalité d'Arnfield).

---

[3] LaLonde J.P., et G.H. Cockburn, 1977, Atlas géochimique des sédiments de ruisseaux de la région de Rouyn-Noranda, ministère des Richesses naturelles du Québec.

1.4 Problématique

Les résidus :

La couche superficielle des résidus est oxydée sur une épaisseur de 30 cm en moyenne. Cette oxydation des sulfures met en solution de l'acide sulfurique, du fer, des sulfates et des ions métalliques qui contaminent à leur tour l'eau de drainage et accélèrent l'oxydation des sulfures, accélérant ainsi d'autant plus la génération d'acide.

"Les sulfates de métaux mis en solution dans la zone d'oxydation se redéposent à la base de la zone oxydée à cause de l'absence d'eau et d'oxygène et forme une couche indurée. Cette couche indurée est le siège de la formation d'un ciment de sulfates de cuivre. Ce ciment contribue à limiter la migration de l'eau et de l'oxygène vers les résidus sous-jacents qui ne sont par conséquent, pas ou peu altérés par la réaction d'oxydation. La couche sous jacente aura donc une teinte plus foncée et sera constituée de résidus ayant gardé la même composition chimique qu'au moment de leur dépôt dans le parc à résidus miniers. Environ 225,000 tonnes de résidus sont oxydés."(Consor 94)

L'examen des tests de lixiviation (tableau 1.1) en milieu aqueux à pH = 4, démontre que les résidus oxydés d'une part, ne sont plus porteurs de fortes charges de métaux, ces derniers ayant été solubilisés par l'oxydation, et d'autre part, le lixiviat ne peut entraîner, en conséquence, que très peu de métaux.

Par contre, les tests de lixiviation sur les résidus non-oxydés, donc encore chargés de leurs métaux, libèrent à pH 4 de valeurs de zinc de 50 ppm et 1.2 ppm Cu.

Tableau 1.1 : Resultats des tests de lixiviation

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Zn	cyanures totaux	cyanures dispon.
						ppm					
lixiviat											
PE6-8	<0,002	0,06	<0,1	1,2	4,3	<0.0002	0,45	0,29	57	<0,02	<0,02
PE7-2	<0,002	<0,01	<0,1	<0,1	<0,1	<0.0002	<0,1	<0,1	<0,1	<0,02	<0,02
sol											
PE6-8	42	36	<75	3258	nd	<2	<50	126	10715	<5	nd
PE7-2	<10	<1,5	<75	<50	nd	<2	<50	56	<100	<5	nd

1.5 L'Hydrologie du parc

Les résidus furent déposés dans une cuvette naturelle, dans un axe nord-sud, encaissée à l'ouest par un esker de 2 km de longueur et à l'est par le socle rocheux qui affleure à plusieurs endroits.

Un ruisseau, alimenté par les eaux souterraines provenant de l'esker à l'ouest, et, à l'est, par les eaux de ruissellement du bassin de drainage, prend naissance dans la portion sud du parc (figure 1.2). 806,000 m^3 d'eau transitent de cette façon au travers du parc à résidus entraînant avec eux, lors des crues, des résidus "frais et non-oxydés" vers le ruisseau Arnoux. Ces derniers se déposent dans les méandres et sur les bords du ruisseau, devenant du même coup "oxydables" et donc source de génération d'acide et de métaux.

Les ravinements dus à l'érosion hydrique à l'intérieur du parc exposent également à l'air des résidus frais et amènent de nouvelles sources de génération d'acide.

En 1982, un canal de dérivation des eaux de surface avait été creusé pour contrôler le ruissellement provenant de la partie est du parc soit 36% du volume d'eau. Ce canal s'est rapidement obstrué et est devenu inefficace.

1.6 L'effluent du parc à résidus

En 1983, un suivi de l'effluent entre le mois de mai et le mois d'août montre un pH entre 2.4 et 3.1. Les métaux contaminent fortement l'effluent avec des valeurs allant jusqu'à 920 ppm pour le Fe et 38.7 ppm pour le Zn au mois de mai lors des crues printanières.

1.7 Le milieu récepteur

Ruisseau Arnoux :

Les eaux du ruisseau Arnoux sont contaminées au-dessus des critères de la direction 019, affichant des dépassements pour le pH, le Cu, Zn, Mes et le Fe (tableau 1.2 et figure 1.3). Le pH et l'Al dépassent également les normes d'Environnement Canada.

En s'éloignant du parc les concentrations diminuent et le pH augmente. Les eaux du ruisseau Arnoux sont sévèrement contaminées. En 1974, (tableau 1.3) l'étude de Montréal Engineering Company Ltd rapportait de forte contamination de l'eau de surface pour tout le ruisseau et le lac Arnoux. Comme on le constate au tableau 1.6 en 1994, la situation ne s'est guère améliorée.

Figure 1.2 : Parc à résidues miniers Aldermac, avec scénario de mitigation

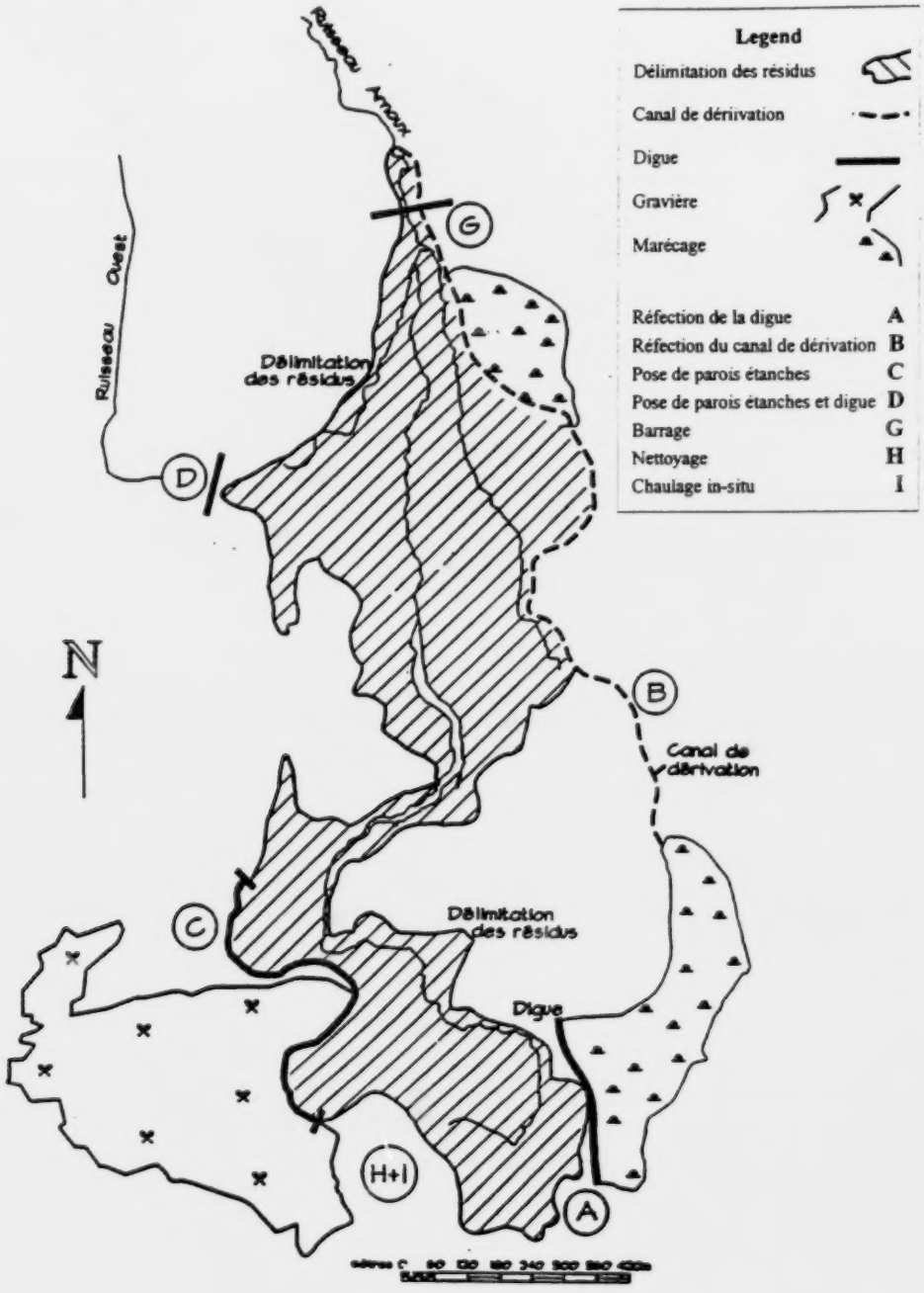


Figure 1.3 : Synthese de la contamination

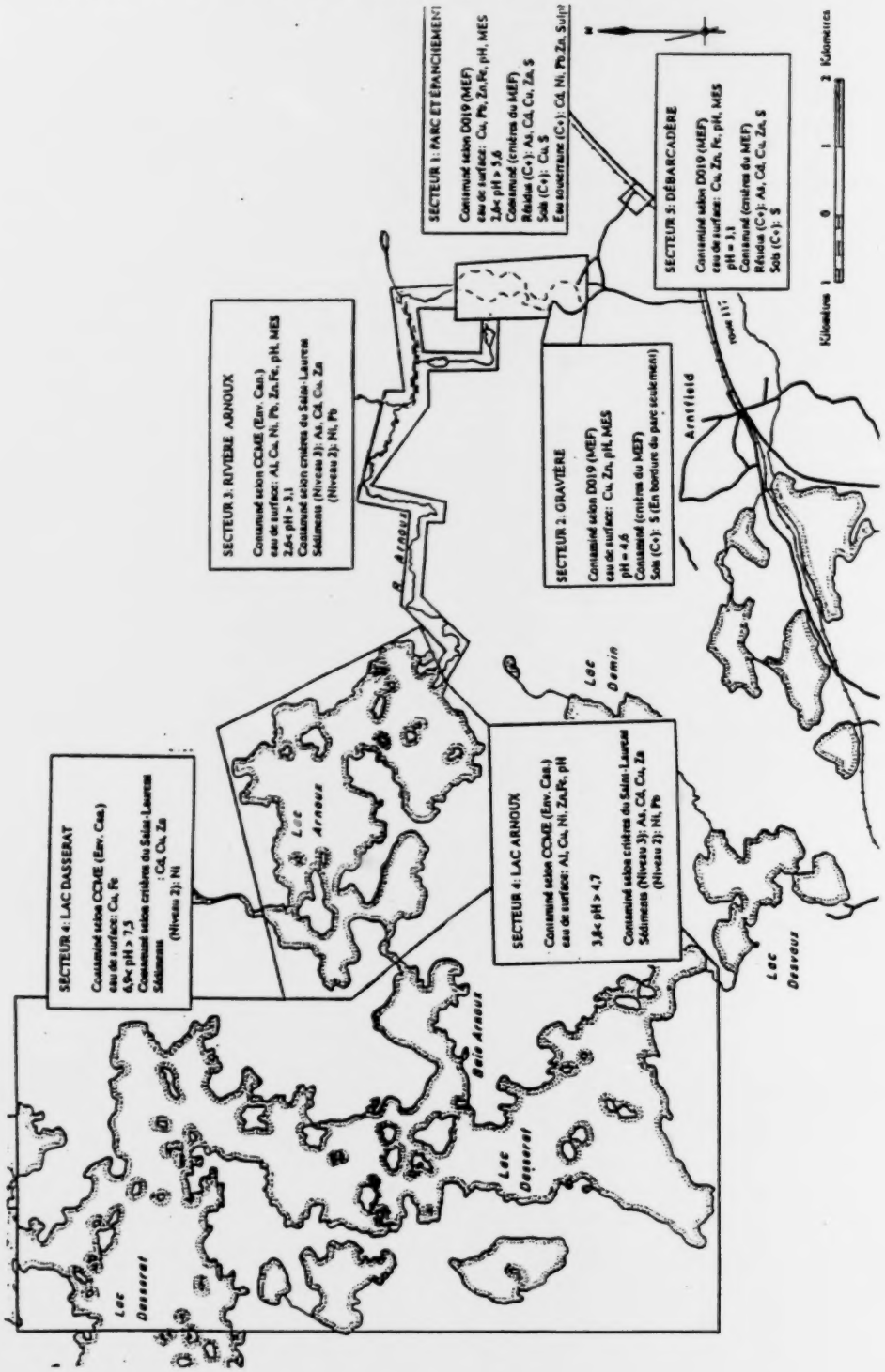


Tableau 1.2 : Profils de qualité de l'eau en amont des résidus de la mine abandonnée Aldermac, Juillet 1973

N° de l'échant.	Emplacement	O.D.	Acidité comme $CaCO_3$	SO_4	Fe	Cu	Zn	Hg	pH
		Concentration (mg/L)							
1	Extrémité sud du tas de résidus miniers	-	1500	1670	680	2.2	2.5	-	2.5
2	Centre du tas de résidus miniers	-	2100	2150	658	22.5	2.35	-	2.35
3	Extrémité nord du tas de résidus miniers	-	2900	3160	1380	4.6	2.4	-	2.4
4	En aval du point où la rivière Arnaux rejoint les eaux de ruissellement du bassin de drainage des résidus miniers	7	-	144	3.4	0.1	0.8	5	3.1
5	Entrée dans le lac Arnaux à partir de la rivière Arnaux	2.5	-	13.5	3.1	0.1	0.8	0.2	3.0
6	Secteur sud-est du lac Arnaux	10	-	7.2	0.3	0.1	0.6	0.3	3.45
7	Canal entre le lac et la baie Arnaux	10	-	-	-	-	-	-	4-4.5
8	Entrée dans le lac Dasserat à partir de la baie Arnaux	8	-	38.7	0.1	-	0.2	0.6	6.2
9	Secteur sud du lac Dasserat	7.0	-	-	-	-	-	-	6.5
10	Centre du lac Dasserat	10	-	-	-	-	-	-	6.5-7
11	Extrémité nord-est du lac Dasserat à l'embouchure de la rivière Kanasuta	10	-	27.6	0.01	n.d.	n.d.	0.6	6.7
12	Secteur nord-ouest du lac Dasserat	9-10	-	-	-	-	-	-	7.0

Source : Ministère du Tourisme du Québec, Rouyn-Noranda

Tableau 1.3 : Qualité de l'eau dans le milieu récepteur

	Al	Cu	Ni	Pb	Zn	CN (total)	CN (disp.)	MES	Fe (total)	pH	Dureté	alcalinité
	ppm										mg/L ($CaCO_3$)	
Secteur 3 : Ruisseaux et Epanchements												
E-3	29,2	0,65	0,17	0,11	12,6	<0,02	<0,02	<10	619	2,6	604	
E-4	3,0	0,28	0,03	0,02	2,3	<0,02	<0,02	30	41	3,0	111	
E-5	3,4	0,33	0,03	0,02	2,5	<0,02	<0,02	<10	39	2,9	100	
E-13	18,9	0,39	0,20	0,02	2,1	<0,02	<0,02	<10	61	2,7	348	
E-14	<0,5	<0,025	0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	50	0,9	6,9	13	12
E-16	16,5	0,53	0,09	0,04	8,9	<0,02	<0,02	20	312	2,7	363	
E-17	5,9	0,03	0,05	0,01	0,36	<0,02	<0,02	13	13	3,1	221	
E-18	19,4	0,27	0,11	0,02	2,0	<0,02	<0,02	<10	33	2,6	379	
E-19	7,9	0,32	0,04	0,02	4,9	<0,02	<0,02	31	179	2,8	190	
Secteur 4 : Lacs Arnoux et Dasserat												
E-6	0,5	0,06	0,01	<0,01	0,40	<0,02	<0,02	<10	0,4	3,8	33	
E-7	<0,5	0,05	0,03	<0,01	0,26	<0,02	<0,02	<10	0,7	4,7	35	1
E-8	<0,5	0,03	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,4	6,9	31	12
E-9	<0,5	0,03	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,5	7,2	30	15
E-9D	<0,5	<0,025	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,6	7,1	31	15
E-10	<0,5	<0,025	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,3	7,3	30	16
E-11	<0,5	<0,025	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,4	7,5	30	22
E-12	<0,5	<0,025	<0,01	<0,01	<0,05	<0,02	<0,02	<10	0,3	7,5	32	21
CCME	0.1	0,005	0,25	0,001	0,03			10,0	0,3	6,5-9,5		
DO19		0,3	0,5	0,2	0,5	1,5	0,1	25,0	3,0	6,5-9,5		

Le lac Arnoux et le lac Dasserat

Les eaux du lac Arnoux sont contaminées au-dessus des normes d'Environnement Canada pour l'Al, le Cu, le Ni, le Zn et le Fe avec un pH de 3.8. Le lac est dépourvu de faune ichtyologique.

La contamination s'étend jusque dans la Baie Arnoux du lac Dasserat où, on peut observer visuellement une nette différence dans l'espace de quelques centaines de mètres entre les eaux du lac qui sont brunes avec un pH 6.7 et les eaux de la Baie qui sont claires et acides. Le même phénomène a été observé en 1974 (tableau 1.3) entre les points 7 et 8 par Montréal Engineering et par les biologistes du M.L.C.P. en 1990 lors du diagnose écologique du lac

Dasserat.

Les eaux du lac Dasserat excèdent les normes canadiennes pour l'eau douce, pour le cuivre et le fer.

1.8 Les sédiments

Les résultats obtenus par Consor en 1994, sont comparés aux critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (tableau 1.4 et figure 1.2) :

Niveau 2 : Seuil d'effets mineurs
Niveau 3 : Seuil d'effets néfastes

Les sédiments des ruisseaux Arnoux sont contaminés au niveau 3 pour l'As, le Cd et le Zn.

Quatre-vingt pour-cent des stations sur le ruisseau sont contaminées par le cuivre au-dessus du niveau 3.

Les sédiments du lac Arnoux sont contaminés au-dessus du niveau 3 par l'As, le Cd, le Cu et le Zn et au niveau 2 pour le Ni et le Pb.

Dans le lac Dasserat à la sortie de la Baie Arnoux, à la station 8, le Cd, le Cu et le Zn se retrouve au niveau 3, et le Ni et le Pb au niveau 2. Ce niveau de contamination est semblable à ceux du lac Arnoux est nettement supérieur aux résultats obtenus pour le lac Dasserat (Cu = 2 fois, Zn = 3 fois). Ces données pour les sédiments correspondent à l'observation visuelle que l'on peut faire sur l'avancée du front de pollution (figure 1.3) dont nous parlions plus haut. Entre le point 7 et le points 8 le ph passe de 6.9 à 4.7 : cette brusque transition correspond à la dilution des eaux de surface du système du lac Arnoux dans le lac Dasserat. On voit lorsque l'on met en parallèle la qualité des eaux de surface avec la qualité des sédiments a une certaine relation de cause à effet qui se concrétise par un contraste nettement perceptible visuellement et chimiquement (pH) dans la qualité des eaux de surface. Il serait surement très instructif de documenter ce phénomène par une étude plus poussée par la relation entre les sédiments, la qualité de l'eau et la qualité globale de l'écosystème aquatique (benthos, plancton, faune ichtyologique) en relation avec le pourvoir de tampon des systèmes hydrologique en présence.

Notons également qu'au point 6, lorsqu'on analyse dans les sédiments la fraction superficielle de l'échantillon, on obtient des valeurs nettement supérieures de ce qu'on obtient aux autres stations où l'analyse s'est effectué sans tenir compte de la différentiation des sédiments en profondeur pour presque tous les métaux mis à part le Mn et le Ni.

Tableau 1.4 : Qualité des sédiments dans le milieu récepteur

	Al	As	Cd	Cu	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
					ppm					
Secteur 3 : Ruisseaux et Epanchements										
S-3	4260	24,2	6,1	2040	195	<0,2	16,7	10,1	72,7	1708
S-4	7927	<10	1,8	65,1	139	<0,2	<2	23,1	23,2	68,5
S-4D	8110	<10	1,5	59,1	131	<0,2	<2	24,6	21,7	65,0
S-5	13100	<10	1,2	102	298	<0,2	<2	37,6	28,7	315
S-14	22435	<10	2,8	98,6	548	<0,2	<2	22,7	28,5	188
S-15	5540	28,6	7,2	1146	233	<0,2	12,2	15,4	81,5	1981
S-15D	5452	30,3	9,3	1366	262	<0,2	12,4	15,8	87,5	2560
S-16	7789	17,9	3,7	726	186	<0,2	8,3	17,5	75,7	781
S-17	17733	<10	1,3	204	220	<0,2	<2	25,9	26,9	140
S-18	416	<10	2,0	937	26	<0,2	<2	18,6	22,9	31,8
Secteur 4 : Lacs Arnoux et Dasserat										
S-6	24900	<10	1,1	105	395	<0,2	<2	37,9	22,8	130
S-6F	36505	<10	0,8	40,7	618	<0,2	<2	56,1	21,6	116
S-6S	8898	17,1	2,2	795	66	<0,2	<2	21,7	54,0	358
S-7	27266	<10	3,6	310	373	<0,2	<2	44,0	63,6	824
S-8	28204	<10	5,6	212	1232	<0,2	<2	58,6	42,4	1375
S-9	32905	<10	1,7	67,9	2074	<0,2	<2	57,8	24,9	302
S-9D	34293	<10	2,0	82,0	2412	<0,2	<2	57,9	27,6	426
S-10	25094	<10	1,3	30,6	758	<0,2	<2	41,3	20,6	156
S-11	37170	<10	1,2	29,9	711	<0,2	<2	57,2	18,8	149
S-12	30667	<10	1,4	35,4	1170	<0,2	<2	53,5	19,7	148
Niveau 1		7	0,9	28		0,2		35	42	150
Niveau 2		17	3	86		1		61	170	540

Pour les autres stations dans le lac Dasserat (9, 10, 11, 12) le Cd, Cu, Zn et Ni se retrouve au niveau 2.

L'échantillonnage des sédiments a été fait à la benne Eckman. Un seul échantillon (S-6) a été analysé en fonction de la déposition des sédiments :

S-6-S = échantillon de surface
S-6-F = échantillon plus profonde
S-6-F = duplicata

1.9 Mesures de mitigations

L'étude de caractérisation suggère le scénario suivant pour atténuer une partie des effets néfastes du parc à résidus Aldermac (figure 1.2) :

A et B mise en place d'une digue et d'un canal de dérivation pour détourner 36% de l'eau provenant du ruissellement.

C et D mise en place de digues étanche empêchant l'eau souterraine de migrer de l'esker vers le parc au point C et l'eau du parc vers le ruisseau ouest au point D.

G mise en place d'une digue contrôle l'épanchement des résidus.

1.10 Suivi

Le Ministère de l'Environnement et de la Faune a mis en place des stations de mesure de débit au point 4. Un échantillonnage est fait aux trois mois au point 4 et à la sortie du parc au point 3 afin de pouvoir suivre l'évolution de la qualité de l'effluent à la suite des travaux de restauration prévus. On peut voir aux tableaux 1.5 et 1.6 qui suivent la concentration des métaux à la sortie du parc et à la station 4.

Tableau 1.5 : Qualité de l'effluent du parc à résidus miniers Aldermac (station 043028, E-3)

Date	Débit m^3/sec	Concentration (mg/L) / Charge (g/min)																		pH	Alcal. mg/L	Dureté mg/L
		Al		Cu		Fe		Ni		Pb		Zn		CN tot		CN disp		MES				
08-94	0,003	27	4,86	1,51	0,27	827	148,86	0,07	0,01	0,2	12,18	15,2	2,74	0,01	0,002	<0,01	---	68	12,24	2,8	<1	528
11-94		13		1,00		426		0,02		<0,1		13		0,03		<0.01		102		2,9	<1	210
11-95		20		1,44		606		0,05		0,1		14		<0,01		<0,01		4		3,2	<1	350

Tableau 1.6 : Qualité du Ruisseau Arnoux (station 043029, au pont E-4)

Date	Débit m^3/sec	Concentration (mg/L) / Charge (g/min)																		pH	Alcal. mg/L
		Al		Cu		Fe		Ni		Pb		Zn		CN tot		CN disp		MES			
22-08-94	0,033	3,0	5,94	0,31	6,14	59	116,82	0,02	0,04	<0,01	---	1,85	3,66	<0,01	---	<0,01	---	45	89,10	2,8	<1
21-11-94	0,374	1,3	29,17	0,14	3,14	25	561,00	<0,01	---	<0,01	---	0,85	19,07	0,02	0,45	<0,01	---	45	1 009,8	3,1	<1
23-11-94	0,250	3,2	48,00	0,44	6,60	80	1 200	<0,01	---	<0,01	---	2,4	36,00	0,02	0,30	<0,01	---	92	1 380,0	3,0	<1
26-01-95		14,0		1,05		390		0,03		<0,01		9,8		<0,01		<0,01		36		3,7	<1

1.11 Discussion

Le lac Dasserat constitue encore un habitat de qualité pour le poisson. Un inventaire ichtyologique mené en 1990[4] a mis en évidence des indices d'abondance et diversité des espèces caractéristiques des populations piscoles en santé. Sur 680 captures, on retrouvait 32% de dorés jaunes, 38% de Cisco de lac, 7% de grand corrigones, 9% de perchaudes, 6.6% de meuniers noirs, 5.9% de grands brochets et 2.% de dorés noirs.

Notons, d'autre part, que le lac Larochelle situé au Nord du lac Arnoux n'a pas été affecté par la pollution du parc à résidus puisque ce lac déverse ses eaux dans le lac Arnoux (source : M.E.F.).

Le parc Aldermac constitue depuis plus de 50 ans une source sévère de pollution pour le réseau hydrographique du lac Dasserat. La contamination se fait sentir jusque dans la Baie Arnoux du lac Dasserat située à 17 km à l'ouest du parc au point 8.

Évidemment, à long terme la capacité tampon du lac Dasserat risque d'être atteinte.

Au niveau de la caractérisation des sédiments, l'étude de Consor nous amène à émettre l'hypothèse que les teneurs dans les sédiments superficiels, d'une épaisseur correspondant à 50 ans de déposition, seraient proportionnelles à la mise en solution des métaux provenant du parc. Les couches de sédiments sous-jacentes constitueraient les données pour établir le bruit de fond local. Les données de Messieurs Lalonde et Cockburn pourraient servir de référence comme bruit de fond pour la région couverte par les feuillets 32D3, 32D6, 32D7, 32D8, 32D10 et 32D11.

Pour le lac Dasserat, on pourrait en analysant les couches superficielles par rapport aux couches profondes établir des indices de pollution qui permettraient de juger de la sévérité de celle-ci avant que la capacité tampon du plan ne soit atteinte, ce qui semble occasionner une chute brutale des pH de 6.9 à 4.7 (point 7 et point 8). Cette chute des pH se manifeste par la disparition de la faune ichtyologique et une clarification de l'eau. Nous sommes en présence d'un système hydrographique où il est possible de mettre en corrélation différentes indices biotiques: des communautés piscicoles absentes(lac et ruisseau Arnoux), communautés affectées de moyennement à légèrement, (lac Dasserat) communautés peu ou pas affectées (lac Larochelle) en corrélation avec des données sur la qualité des eaux que l'on peut suivre sur plusieurs années. Le même raisonnement s'applique aux sédiments.

---

[4] Girard F. et L. Jourdain, 1990 Diagnose de la population de doré jaune (Stizostedion vitreum) du lac Dasserat, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 39 pages.

En plus de pouvoir suivre et comparer certaines portions du réseau entre elles, selon son degré de dégradation, il sera possible de suivre, dans le temps, les gains environnementaux du plan d'eau et d'établir sa capacité de régénération à la suite des mesures prises sur le parc.

Les stations 3 et 4 mises en place par le M.E.F. du Québec pourront être très utile à cet égard particulièrement au niveau du calcul des charges de métaux en provenance du parc.

1.12 Conclusion

Le cas du parc Aldermac est, croyons-nous un beau cas d'étude représentant, la contamination liée au drainage acide, dans la plaine argileuse du camp minier de Rouyn-Noranda.

La contamination dégagée par le parc Aldermac constitue un cas extrême de pollution du milieu récepteur par le drainage minier acide et représente ce qui peut advenir lorsque des résidus sulfureux sont déposés dans la nature sans aucune précaution.

Les paramètres physico chimique impliqués ici sont : le pH, le Cu, le Fe, le Zn, l'As, le Cd et dans une moindre mesure le Pb, le Ni et l'Al. L'eau et les sédiments sont contaminés.

Les communautés icthyologiques sont touchés par cette pollution. Les effets sur les communautés planctoniques sont visibles : eau très claire, sans turbité aucune.

Dans un autre ordre d'idée nous proposons également que le cas d'Aldermac soit mis à profit afin d'augmenter notre connaissance des effets du drainage minier acide sur les écosystèmes aquatiques eut égard au pouvoir tampon du milieu récepteur. Ainsi une étude plus poussée sur la répartition spatiale de la contamination des sédiments mise en relation avec la qualité de l'eau et la vie aquatique (Zooplancton, phytoplancton, benthos et faune ichtyologique) permettrait de mettre en évidence des seuils critiques pour les écosystèmes auqatiques en fonction, du pouvoir tampon, de la dilution et des charges en métaux provenant du parc (débit et concentration).

Il faut également noter que des travaux de mitigation portant sur la gestion de l'eau transitant aux travers des résidus sont prévus à l'été 1995. Nous croyons que l'étude proposée, pourait permettre de mesurer la capacité de récupération du milieu récepteur suite à un tel choc.

Le parc Aldermac possède donc malheuresement toutes les caractéristiques pour constituer une étude "cas type" de contamination du milieu récepteur dont l'évolution dans le temps peut-être suivi.

1.13 Bibliographie

Girard F. et L. Jourdain, 1990, Diagnose de la population de doré jaune (Stizostedion vitreum) du lac Dasserat, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 39 pages.

Lalonde J.P. et G.H. Cockburn, 1977, Atlas géochimique de sédiments de ruisseau de la région de Rouyn-Noranda, ministère des Richesses naturelles du Québec.

Montréal Engineering Company limited, pour Environnement Canada, 1974, Waste management investigation of the Aldermac and Bevcon abandonned mine sites, 35 pages (première partie) et 10 pages (deuxième partie).

Martial R., 1993, Problématique Environnementale du parc à résidus miniers Aldermac, Ministère de l'Environnement, direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec.

Roberge J. et al., 1994, Étude de caractérisation du parc à résidus Aldermac, Consor inc. 4 volumes.

2 Mines Gaspé

Avant-propos

Des commentaires portant sur certains aspects du protocole expérimental sont fournis en guise d'introduction. Aussi, le lecteur devra garder en mémoire ces considérations lors de l'étude des sections suivantes.

- L'exploitation du gisement a débuté en 1953. Or, les premières études environnementales ont été réalisées une vingtaine d'années plus tard. Il y a, donc, **absence de référence temporel.**

- Le complexe minier est établi à même le lit du ruisseau Porphyre. Ainsi, il y a **absence de station amont.** Toutefois, les stations de référence utilisées sont davantage représentatives des conditions prévalant dans le milieu récepteur que la courte partie amont du ruisseau Porphyre.

- Les programmes de contrôle de la qualité sont inexistants dans la grande majorité des études.

- L'interprétation des résultats est de bonne qualité dans la grande majorité des études. Toutefois, dans le cas des études des communautés benthiques et des profils d'accumulation des métaux dans les zones de dépots, une interprétation plus poussée ou même alternative est suggérée. Ainsi, l'auteur du présent document a poussé davantage l'analyse au niveau des espèces tolérantes et des espèces sensibles aux métaux lourds.

Malgré ces quelques carences, l'information contenue dans les divers rapports est de grande valeur et elle permet, tout de même, de tirer des conclusions utiles pour l'atteinte des objectifs du programme AQUAMIN.

2.1 Description du site

2.1.1 Activités de production

Le complexe minier comprend des usines de concentration et de smeltage du cuivre. L'exploitation des gisements a débuté en 1953. Aucun minerai n'a été extrait de la mine d'octobre 1978 à juin 1979 (grève), du 15 décembre 1982 au 1er août 1984 (faible prix du cuivre), ainsi que du 1er avril 1987 au 15 février 1989 (incendie). En fait, le rythme de traitement annuel est passé d'environ 10 M de tonnes pendant la période 1976-1981 à 800 000 tonnes pendant la période 1989-1994. Évidemment, une baisse dans la production de résidus favorise une augmentation du temps de séjour dans les installations de traitement des eaux usées, et partant une meilleure qualité des effluents.

2.1.2 Nature du minerai et des stériles

Le minerai est constitué de sulfures (principalement de la pyrrhotite, de la chalcopyrite et de la molybdénite), de carbonates, ainsi que de silicates et de quartz. Compte tenu de l'importante proportion de carbonates, **le minerai, les stériles et les résidus ne sont pas générateurs d'acides.**

2.1.3 Procédés minérallurgiques

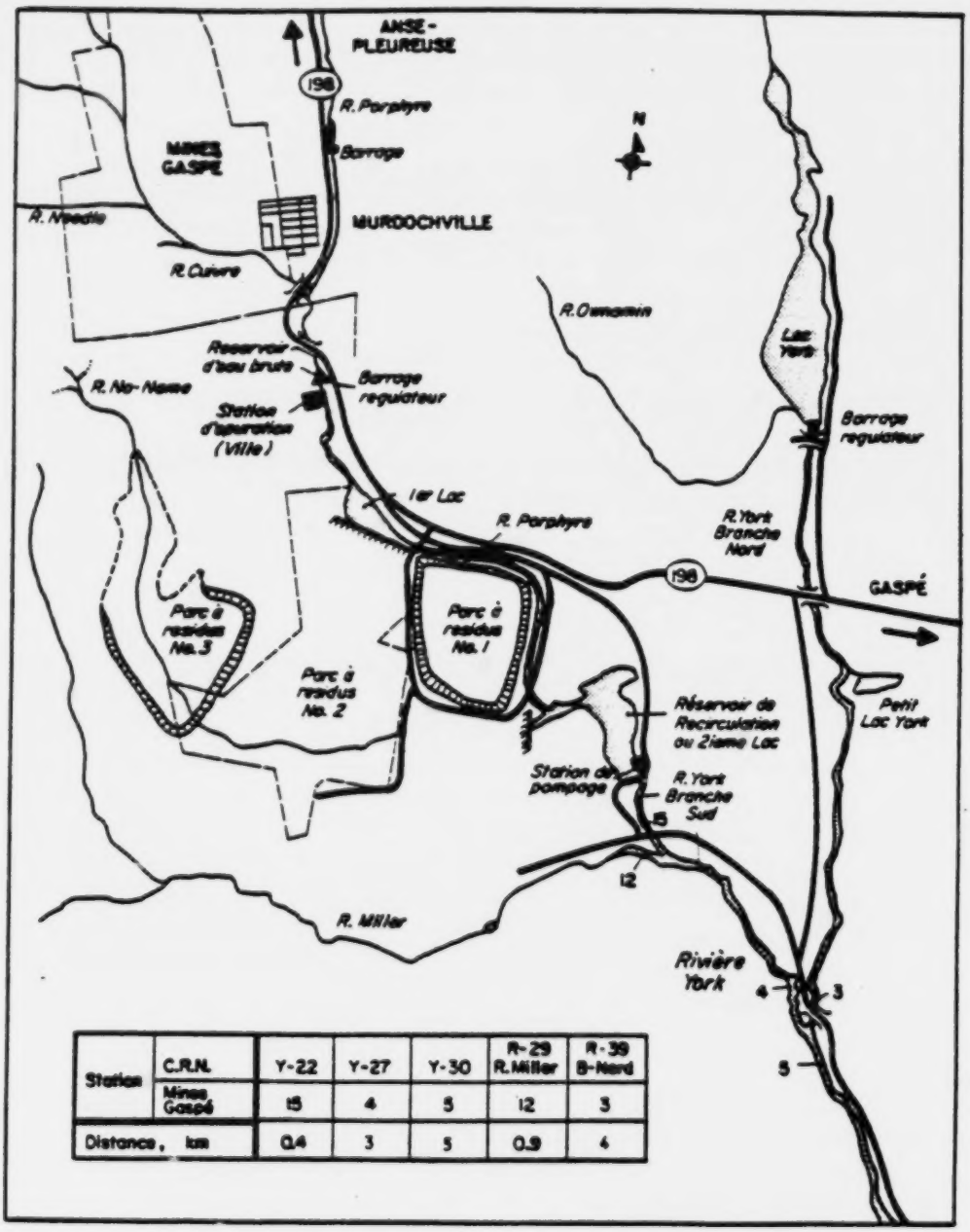
Le traitement du minerai est classique. Le minerai subit, d'abord, trois étapes de broyage. Par la suite, il est flotté en présence de collecteur et de moussant. Une fois nettoyé, le cuivre flotté est épaissi par ajout de floculants. Le concentré ainsi produit est finalement filtré et asséché.

Une usine de lixiviation de minerai oxydé a été opérée de façon intermittente de juin 1974 à septembre 1977, puis de février 1981 à décembre 1982. Le principe de base du procédé consistait à broyer le minerai puis à dissoudre le cuivre oxydé avec une solution d'acide sulfurique pour finalement le récupérer par précipitation. L'opération de cette usine a été caractérisée par certains impacts environnementaux causés par deux problématiques reliés à la libération de métaux lourds et de fer colloïdal.

2.1.4 Installations de traitement des eaux

Les résidus sont acheminés dans un parc à résidus (figure 2.1). Une petite proportion de ceux-ci est, par contre, utilisée pour le remblayage souterrain. La partie liquide du parc à

Figure 2.1 : Plan du site minier



Station	C.R.N.	Y-22	Y-27	Y-30	R-29 R. Miller	R-39 B-Nord
	Mines Gaspé	15	4	5	12	3
Distance, km		0.4	3	5	0.9	4

résidus constitue un bassin de décantation. Après avoir séjourné pendant environ 2 mois dans le parc, les eaux sont acheminées, via une tour de décantation, dans un bassin de polissage. L'exutoire de ce bassin constitue l'effluent final du complexe minier et les déversements ont lieu à l'année longue.

Par ailleurs, les eaux d'exhaure, les eaux de ruissellement du bassin versant et les eaux usées de la municipalité de Murdochville aboutissent toutes au bassin de recirculation. Une partie des eaux du bassin est, par contre, recirculée au concentrateur.

Il est à noter qu'**aucun traitement chimique (chaulage, ajout de floculants, etc.) n'est effectué.**

2.1.5 Chronologie d'impacts environnementaux

D'un point de vue environnemental, nous pouvons retenir les dates suivantes:

- 1971-1972: apport de résidus miniers dans le milieu récepteur en raison de problèmes de sédimentation dans le parc à résidus
- 1975: libération de métaux lourds dans le milieu suite à l'opération d'une usine de lixiviation
- 1977: libération d'hydroxyde de fer colloïdal dans le milieu suite à l'opération d'une usine de lixiviation ce qui a entrainé sa fermeture
- 5-6 juin 1982: déversement accidentel d'acide sulfurique ce qui a entrainé un chaulage intensif et des études biologiques intensives sur la rivière York.

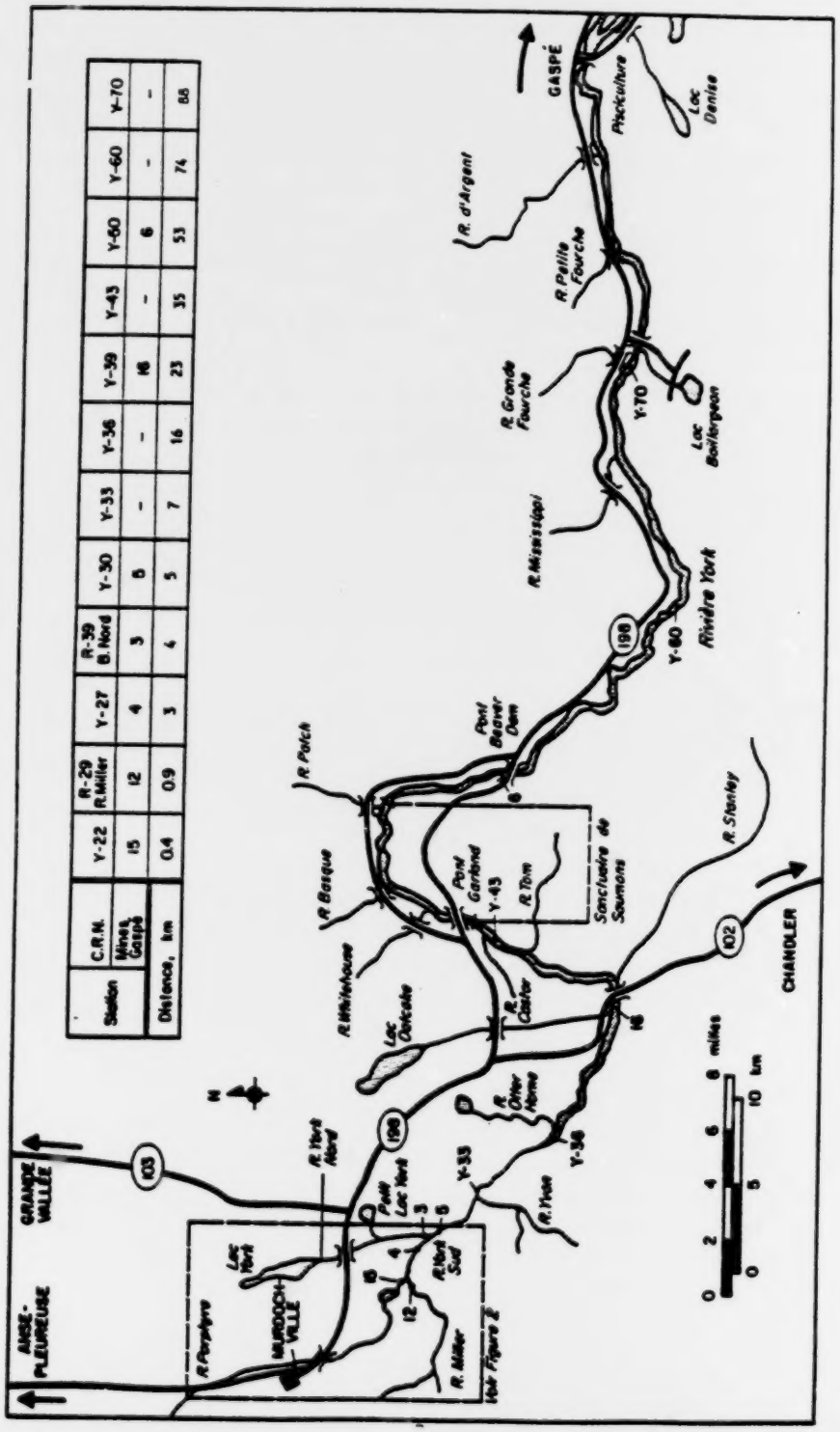
2.1.6 Stations d'échantillonnage

Dans les diverses études entreprises au fil des années, plusieurs stations ont été utilisées. La figure 2.2 fournit un aperçu de la répartition spatiale de celles-ci.

Témoins:

R-39: sur le ruisseau effluent du Lac York
R-52: sur le ruisseau Oatcake
R-29: sur le ruisseau Miller

Figure 2.2 : Localisation des stations d'échantillonnage



Secteur supérieur de la rivière York:

Y-20: immédiatement en aval du bassin de recirculation
Y-22: **0,35 km** en aval du bassin
Y-24: légèrement en aval de la confluence avec le ruisseau Miller **(0,7 km)**
Y-27: en aval de la confluence avec le ruisseau Miller et **2,8 km** en aval du bassin
Y-30 en aval du point de déversement du lac York dans la rivière et **3,5 km** en aval du bassin
Y-33: **5,9 km** en aval du bassin

Secteur moyen de la rivière York:

Y-36: **16 km** en aval du bassin
Y-39: **23 km** en aval du bassin
Y-43: **31,5 km** en aval du bassin
Y-50: **48 km** en aval du bassin

Secteur inférieur de la rivière York

Y-60: **68 km** en aval du bassin
Y-70: **86 km** en aval du bassin
Y-80: **96 km** en aval du bassin

2.2 Caractéristiques de l'effluent et conformité

2.2.1 Débits

Les débits journaliers moyens ont été de 145 920, 126 296 et 165 446 m^3/j pour les années 1992, 1993 et 1994, respectivement. Le régime d'écoulement montre normalement de forts débits pendant la fonte printanière et des débits plus faibles en été et en hiver (tableau 2.1). Le ratio entre le plus grand et le plus petit débit mensuel moyen a été de 1:3.8 en 1993 et de 1:7.5 en 1994.

2.2.2 Caractéristiques physico-chimiques

Les teneurs annuelles moyennes de cuivre total sont inférieures à 100 µg/L depuis 1983 (figure 2.1). De 1976 à 1981, ces teneurs ont fluctué entre 100 et 150 µg/L. Les teneurs annuelles ont été particulièrement élevées en 1977 (usine de lixiviation) et en 1982 (déversement d'acide).

Sur une base mensuelle, les teneurs moyennes de cuivre total sont généralement corrélées au débit et elles sont donc plus élevées lors de la fonte printanière et des pluies automnales (tableau 2.2). Lors de ces forts débits, c'est surtout la fraction particulaire qui croit en importance puisque les teneurs en cuivre dissous sont relativement constantes.

Seules les teneurs en fer total ont également montré des niveaux élevés. Cependant, ces fortes concentrations n'ont été observées qu'en 1977.

2.2.3 Bioessais de toxicité

Des bioessais (toxicité aigüe), requis par la directive 019 (annexe 1) et effectués sur la truite arc-en-ciel, les daphnies et Microtox en 1992, 1993 et 1994, ont montrés que l'effluent final n'est pas toxique. Les bioessais annuels effectués à l'aide de truites arc-en-ciel n'ont montré aucune toxicité pendant la période 1989 à 1994. Dans le cas du bioessai avec daphnies, une certaine toxicité a été observée uniquement en 1989. Notons, toutefois, que ces eaux sont caractérisées par de forts niveaux de dureté (par exemple, 188 mg/L en mai 1992, 382 mg/L en novembre 1992, 343 mg/L en octobre 1993 et 229 mg /L en mai 1994) ce qui diminue grandement la toxicité des métaux lourds.

Tableau 2.1 : Débits journaliers moyens (m^3/j) en 1993 et 1994.

Mois	1993	1994
Janvier	51 768	91 752
Février	57 168	75 408
Mars	73 128	84 792
Avril	194 688	190 896
Mai	172 200	500 136
Juin	130 464	256 944
Juillet	104 256	173 472
Août	137 064	66 552
Septembre	146 448	71 568
Octobre	135 912	153 696
Novembre	121 824	233 136
Décembre	190 632	87 000
Moyenne	126 296	165 446

Tableau 2.2 : Teneurs mensuelles moyennes en cuivre total et dissous* de l'effluent (µg/L)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
94	45	35	39	110	72	43	31	23	22	41	45	43
	30	**26**	**28**	**34**	**25**	**24**	**23**	**14**	**18**	**15**	**19**	**15**
93	34	34	36	76	47	27	24	27	24	31	79	25
	18	**21**	**29**	**23**	**20**	**12**	**48?**	**16**	**17**	**18**	**37**	**44**
92	59	58	55	113	90	41	66	31	41	78	53	36
	30	**30**	**30**	**50**	**30**	**20**	**20**	**20**	**20**	**20**	**20**	**20**
91	33	30	28	68	115	75	68	28	74	108	87	65
90	56	60	51	76	87	75	30	44	56	45	32	37
89	80	80	74	165	144	36	43	40	40	34	86	70
82**		51	58	55	200	480						
81**	102		63	24	80	4		30	27		63	11
80**											80	2

* Les teneurs dissoutes sont fournies en caractères gras.

** Données ponctuelles et non pas moyennes.

2.3 Qualité de l'eau dans le milieu récepteur

2.3.1 Qualité de l'eau

Mines Gaspé exerce un controle routinier de la qualité physico-chimique de la rivière York. Mises à part les fortes teneurs observées lors du déversement d'acide de 1982, les concentrations en métaux lourds sont relativement faibles. Le patron de distribution spatiale des teneurs en cuivre total et en cuivre dissous montrent une bonne capacité de dilution et de sédimentation du milieu récepteur (tableau 2.3). Tout comme les teneurs à l'effluent, les concentrations dans le milieu montrent une tendance à la baisse. Il est à noter que les données présentées proviennent d'échantillonnages effectués en été alors que les teneurs à l'effluent sont minimales et que la capacité de dilution du milieu récepteur est également à son minimum. Un suivi effectué sur une base mensuelle de mai 1992 à novembre 1994 montre qu'à la station Y-27, les teneurs en cuivre totaux se maintiennent sous 0,04 mg/L et les teneurs en cuivre dissous sont constamment en deça de 0,02 mg/L. Pour les stations plus en aval et les stations de référence, les teneurs en cuivre totaux et en cuivre dissous sont généralement inférieures à 0,02 mg/L

Toutefois, en raison de la nature géologique de la région, les eaux sont caractérisées par de

forts niveaux de dureté, ce qui diminue évidemment la toxicité des métaux lourds. Des échantillonnages effectués entre novembre 1980 et juin 1982 ont ainsi montré une dureté moyenne de 360 mg/L.

2.3.2 Bioessais de toxicité

2.3.2.1 Méthodologie

- *Campagne de juillet 1977 :*

Dans chacune des 5 stations d'étude, 30 tacons de saumons (âge 0+) ont été placés dans des cages (32 cm de diamètre et 46 cm de longueur). Les tacons étaient acclimatés à l'eau et exposés pour une période de 8 jours. La qualité de l'eau était suivie régulièrement à chacune des stations.

- *Campagne de juillet 1978 :*

Dans chacune des 4 stations d'étude, 40 tacons de saumons (âge 0+, 2,5-3,0 cm de longueur) ont été placés dans des cages (32 cm de diamètre et 46 cm de longueur). Les tacons étaient acclimatés à l'eau et exposés pour une période de 6 jours. La qualité de l'eau était suivie régulièrement à chacune des stations.

- *Campagne de septembre 1979 :*

Dans chacune des 3 stations d'étude, 30 tacons de saumons (âge 0+) ont été placés dans des cages (32 cm de diamètre et 46 cm de longueur). Les tacons étaient acclimatés à l'eau et exposés pour une période de 96 heures. La qualité de l'eau était suivie régulièrement à chacune des stations.

- *Campagne de 1982 :*

Une série de bioessais avec des tacons a été réalisée *in situ* par le Menviq. Nous ne possédons pas de détails concernant les aspects méthodologiques. D'autres bioessais utilisant des algues, des daphnies et des bactéries (Microtox) ont été réalisés en laboratoire.

2.3.2.2 Conclusions

- Le bioessai de 1977 permettait de conclure que des teneurs en fer particulaire (sous forme d'hydroxyde) pouvant atteindre 0,8 mg/L n'étaient pas toxiques pour des tacons

de saumon (tableau 2.4). Les niveaux de dureté étaient incidemment plutôt élévés.

- Les bioessais de 1978 et 1979 permettaient de conclure que des teneurs en cuivre dissous de l'ordre de 30 à 40 µg/L n'étaient pas toxiques pour les tacons mais que des teneurs de 70 µg/L pouvaient entraîner une certaine toxicité (tableaux 2.5 et 2.6). Il est à noter que les niveaux de dureté étaient particulièrement élevés.

- Des essais effectués avec des tacons dans les premiers jours suivant le déversement d'acide ont permis de constater la grande toxicité des eaux à la station Y-30 localisée à 3,5 km en aval du bassin de récupération (tableau 2.7). Des teneurs supérieures à 120 µg/L de cuivre dissous et de 40 µg/L de zinc dissous étaient alors observées. Environ deux semaines après le déversement, les eaux montraient toujours une certaine toxicité à cette station bien que les teneurs en métaux aient diminué. À la station Y-39, localisée à 23 km en aval du bassin, une certaine toxicité a été observée lors des premiers jours suivant le déversement. Pendant l'expérimentation, les teneurs en cuivre dissous ont varié de 59 à 114 µg/L et les teneurs en zinc dissous ont fluctué entre 10 et 40 µg/L. Malheureusement, aucune information portant sur le niveau de dureté n'est fournie.

- Suite au déversement d'acide, les bioessais effectués à l'aide d'algues ont mis en évidence une une forte toxicité jusqu'à la station Y-43 située à 31,5 km en aval (tableau 2.8). Les tests effectués avec des daphnies ont montré une forte toxicité jusqu'à la station Y-30 (3,5 km en aval) et une toxicité modérée à la station Y-39 (23 km en aval). Les tests réalisés avec Microtox n'ont permis de détecter aucune toxicité. Ici aussi, les niveaux de dureté ne sont malheureusement pas fournis.

Tableau 2.3 : Concentrations de cuivre dans l'eau (µg/L)

	R-29	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
07/94		1	21	11	8	8		5	3			
		<1*	15	5	5	4		3	<1			
07/85		2	8	6				4	4	2	2	2
		2	8	6				4	4	4	4	2
07/84	4	12	20	20		8		10	8	8	14	6
	<2	4	12	20		8		8	8	2	12	4
07/83	<2	2	14	8		4	4	4	4	2		2
	<2	<2	10	8		4	4	4	2	2		2
13/09/82-		10										
23/09/82		5										
10/07/82-		10						33	23	18		15
15/07/82		9						21	18	11		10
04/07/82-		<5			59			50	37	26		22
08/07/82		**<5**			31			34	31	21		18
29/06/82				1 650								
				184								
23/06/82-		7		3 350	511			245	112	65		35
28/06/82		6		1 580	191			83	63	43		24
1980			140		60							
			40		20							
1979			150		70							
			60		30							
1978			110		40							
			60		30							
1977			90		40							
			50		30							
07/76		2	52	38	12				8	2		2
		2	36	34	12				8	2		2
07/67		6		64					14	5		
				27								
10/66		6		102		54			8			

*Concentrations instantanées dissoutes en caractères gras.

Tableau 2.4 : Essais de toxicité (juillet 1977)

	Y-19 (dans le bassin de décantation)			Y-20			Y-24	R-29	R-33
Jour	4	5	6	5	6	8	8	8	8
Total	30	30	30	30	30	23	30	30	30
Perdu**	0	0	8	0	7	0	6	8	13
Mort	0	0	22	0	0	0	0	0	1
Restant	30	30	0	30	23	23	24	22	16
Fe total*	0,50-0,55	0,45	0,6	0,45-0,55	0,80	0,5-0,8	0,2-0.4	<0,05	<0,05-0,01
Fe dissous*	<0,05-0,05		0,05	<0,05	0,05		<0,05	<0,05	<0,05
Cu total*	0,1-0,2	0,2	0,2	<0,01-<0,03	0,01	0,03	<0,01-0,01	<0,01	<0,01
Cu dissous*	0,1-0,2		0,2	<0,01-<0.,02	0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Dureté	380-450	380-450	410-430	340-430	460-480	430-480	210-320	70-100	70-100

* Les teneurs sont exprimées en mg/L.
** Tacons ayant fui à travers la cage.

Tableau 2.5 : Essais de toxicité (juillet 1978)

	Y-19 (dans le bassin de décantation)	Y-22	Y-27	R-39
Mortalité	40 (après 23 h.)	2 (après 26 h.) 7 (après 115 h.) **	2 (après 140 h.)	0
M.E.S.*	<10 avec un pic de 100	<10	<10	
Dureté*	275	275	175	
Fe total*	~ 1,0 avec un pic de 14	~ 0,8	~ 0,6	
Fe dissous*	~ 0,05	<0,05	<0,05	
Cu total*	~ 0,1 avec un pic de 0,5	~ 0,1	~ 0,08	
Cu dissous*	<0,1	~ 0,07	~ 0,05	
Dureté		170-290	150-190	

* Les teneurs sont exprimées en mg/L et sont issues de la lecture de figures.
* *5 tacons sont peut -être morts de fatigue après que la cage fût emportée par le courant.

Tableau 2.5 : Essais de toxicité (septembre 1979)

	Y-22			Y-27			R-39	
Heures	52	73	96	20	91	98	26	98
Mortalité	0	1	1	0	0	0	0	0
Fe total*	0,8	0,45	0,75	0,30	0,45	0,55	0,05	<0,05
Fe dissous*	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cu total*	0,10	0,13	0,17	0,10	0,10	0,11	0,03	0,04
Cu dissous*	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,03	<0,01	<0,01
Dureté	290-310			205-275			120-165	

* Les teneurs sont exprimées en mg/L.

Tableau 2.7 : Bioessais 1982 (tacons)

	Heures	Mortalité	Cu total*	Cu dissous*	Zn total*	Zn dissous*
R-39 (22/06 - 07/07)	350 h	0/10	<5-16	<5-16	<10-20	<10-20
Y-30 (22/06 - 24/06)	17 h 10	3/15				
	37 h 12	15/15				
(27/06 - 28/06)	24 h	10/10	522-744	161-344	90-130	7-120
(28/06 - 29/06)	20 h 55	10/10	744-518	344-205	130-80	120-60
(29/06 - 01/07)	22 h 35	0/10	518-368	205-211	80-80	60-80
	49 h 45	10/10	228	129	50	40
(01/07 - 04/07)	15 h 40	0/10	228-194	129-122	50-40	40-40
	41 h 10	2/10	119	72	30	30
	67 h 50	3/10	93	50	30	30
Y-39 (24/06 - 30/06)	21 h 45	0/10	258-233	94-89	40-40	20-40
	49 h 03	0/10	230	101	40	40
	70 h 40	1/10	272	59	40	<10
	100 h 25	1/10	211	100	60	30
	124 h 05	3/10	228	114	50	40
	142 h 30	3/10	118	60	20	10
Y-28 (04/07 - 08/07)	24 h	0/10	108-71	23-21	37-24	16-7
	48 h	0/10	47	13	16	7
	72 h	0/10	28	6	11	7
	96 h 15	0/10	22	12	11	7

* Les concentrations sont exprimées en µg/L.

Tableau 2.8 : Bioessais 1982 (autres que tacons)

	Y-27	Y-30	Y-39	Y-43	Y-50	Y-70	Y-80	R-39
Algues (U.T.)	48	5,9		6,3	1,4	1,0	1,1	1,0
Daphnies (U.T.)	20	5,6	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Microtox (U.T.)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Cu total	3610	552	272	116	77	37	27	11
Cu dissous	1240	161	59	59	38	28	23	11
Zn total	530	430	40	30	10	<10	<10	10
Zn dissous	490	70	<10	<10	10	<10	<10	10
Mn total	2700	430	140	110	50	10	10	<10
Mn dissous	2500	390	100	110	40	10	10	<10
Al dissous	20	50	60	50	50	40	40	

* Les teneurs sont en exprimées en µg/L.

2.4 Qualité des sédiments

2.4.1 Méthodologie :

Les données proviennent de quatre études effectuées dans des contextes très différents. Ainsi, les procédures méthodologiques sont très variables.

- *Études de 1976 et 1978*: (Noranda Research Center)

Les sédiments ont été récoltés manuellement à l'aide d'une truelle. Ils ont, par la suite, été placés dans des sacs Whirl-Pak stérilisés et congelés avant leur analyse aux deux laboratoires.

- *Étude de juillet 1982*: (Beak ltée)

Cette étude fait suite au chaulage intensif occasionné par le déversement accidentel d'acide sulfurique. Seule la fraction fine (<180 µm) a été analysée. De plus, des tests de lixiviation ont été effectués sur les sédiments afin d'évaluer la stabilité de ceux-ci en conditions acides.

- *Étude de juillet 1994*: (Beak ltée)

Dans le cadre d'une étude préliminaire effectuée dans l'estuaire de Gaspé, une carotte de sédiments a été récoltée juste en amont de la zone urbaine. À cet endroit, la profondeur d'eau est de 8,5 m et les sédiments se composent d'argile limoneuse. Un échantillon de 47 cm de profondeur a été obtenu à l'aide d'un carottier modèle K-B. Dans les six heures qui ont suivi le prélèvement, la carotte a été extraite et coupée à intervalles de 1 cm pour les 10 premiers cm et à intervalles de 2,5 cm puis 5 cm pour la longueur restante. La partie extérieure qui touchait au carottier a été enlevée de chaque tranche après la coupe pour minimiser le risque de contamination. Chaque tranche a été placée séparément dans des sacs de polyéthylène.

Puisque le gradient de la rivière York est relativement abrupt et que le substrat de fond se compose principalement de roches et de pierres, on ne retrouve des sédiments que dans les zones de dépôts de remous. Ces sédiments ont été récoltés manuellement.

Tous les sédiments ont été digérés avec le media "aqua regia" et les extraits ont été analysés par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (SEAP).

2.4.2 Conclusions

- Les dépots fins et épisodiques de 1977 (hydroxyde de fer) et de 1982 (boues de chaulage) contiennent de fortes teneurs en métaux (tableaux 2.9 et 2.10). Toutefois, ils sont rapidement lessivés du système au moment des fortes crues.

- Les études de 1976 et 1994 montrent une accumulation de cuivre et, dans une moindre mesure, de plomb et de zinc à la station située à 350 m de l'effluent final du site minier (tableaux 2.9 et 2.11). L'absence de replicats dans ces études rend cependant difficile l'interprétation des résultats.

- Compte-tenu de l'ignorance du vrai taux de déposition des sédiments et du temps de transport moyen entre le site minier et la zone de déposition, il est extrêmement difficile d'interpréter les résultats obtenus suite à l'analyse de la carotte récoltée en amont de Gaspé (figure 2.3). Toutefois, la présence de fortes teneurs en calcium et en sodium à la surface de la carotte pourrait laisser supposer que ces horizons ont été influencés par l'ajout de chaux hydratée, de pierre calcaire, d'hydroxide de sodium et de carbonate de sodium lors du déversement accidentel d'acide sulfurique de 1982. Ainsi, on pourrait également voir dans le patron observé dans les 10 premiers centimètres, une baisse des teneurs consécutive à la construction du bassin de recirculation en 1972, suivie d'une hausse occasionnée par les déversements de métaux de 1975, 1977 et 1982.

Par contre, si on néglige l'effet du délai de transport, on obtient une augmentation des teneurs au cours des 10 dernières années, alors que les rejets observés depuis 1983 sont pratiquement

constants et de beaucoup inférieurs à ceux des années précédentes. Il semble donc que cette hypothèse est à rejeter.

Toutefois, toutes ces interprétations doivent être considérer avec prudence en raison de la proximité d'un émissaire d'eaux de ruissellement de la ville de Gaspé, du brassage vertical des sédiments par des organismes benthiques, de l'épanadage d'abrasifs et de fondants sur les routes contournant la baie de Gaspé et de la zone de mélange de la rivière York et du Golfe St-Laurent.

- Donc, de ces diverses études nous pouvons uniquement conclure de façon certaine qu'il y a accumulation de cuivre à proximité du site minier.

Tableau 2.9 : Qualité des sédiments (novembre 1976 et juillet 1978*)

Station	Labo	Concentrations en mg/kg (poids sec)**						
		Cu	Pb	Zn	Cd	Mn	Fe (%)	Mat. Org.
R-52	N.E.	**124**				**484**	1,7	**2,2**
R-39 amont	G. C.	110,0	85,0	140	3,0			
R-39	N.E.	**113**				**198**	**1,7**	**3,0**
	G.C.	45,0	35,0	115	1,0			
R-29	G.C.	15,0	30,0	50	0,8			
	N.E.	13,0	18,5	46,5	0,3			
Y-22	N.E.	**770*** **				**1190*** **	**2,0*** **	
	G.C.	680,0	180,0	180	6,0			
	N.E.	705,0	180,0	194	5,6			
Y-27	N.E.	**497*** **				**1700*** **	**2,4*** **	
	G.C.	495,0	90,0	160	4,0			
Y-30	N.E.	**235**				**1355**	**2,0**	**2,2**
	G.C.	390,0	65,0	140	1,75			
	N.E.	407,0	61,5	130	1,55			
Y-50	N.E.	**144**				**484**	**2,1**	**1,9**

* Les résultats de 1978 sont présentés en caractères gras.
** En 1976, les échantillons de la station en amont de R-39 ont été passés au tamis de 10 mesh (2mm), alors qu'un tamis de 20 mesh (841 µm) a été utilisé pour les autres échantillons. En 1978, un tamis de 30 mesh (595 µm) a été utilisé.
*** En base de poids humide.

Tableau 2.10 : Qualité des sédiments fins* (juillet 1982)

	R-39	R-29	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36
(% < 180 µm)	2,2	1,4	2,0	7,1	7,2	11,0	4,5
% Ca	1,3	1,3	34,1	30,0	27,4	20,4	3,3
Cu total	95**	270	2 380	3 900	6 200	3 580	1 540
pH=4	37	265	575	895	385	1 300	980
pH=5	0,3	222	63	60	34	13	11
pH=6	0,2	270	39	4	14	7,0	8,2
Mn total	1 100	1 100	295	845	1 050	1 000	2 550
pH=4	1 000	1 000	90	265	395	510	600
pH=5	165	620	48	33	340	135	405
pH=6	1,5	60	33	1,0	260	53	7,0
Zn total	135	75	80	190	350	285	270
pH=4	65	56	64	82	100	140	190
pH=5	0,2	56	18	34	38	30	25
pH=6	0,2	0,2	9,5	0,2	10	4,0	0,2

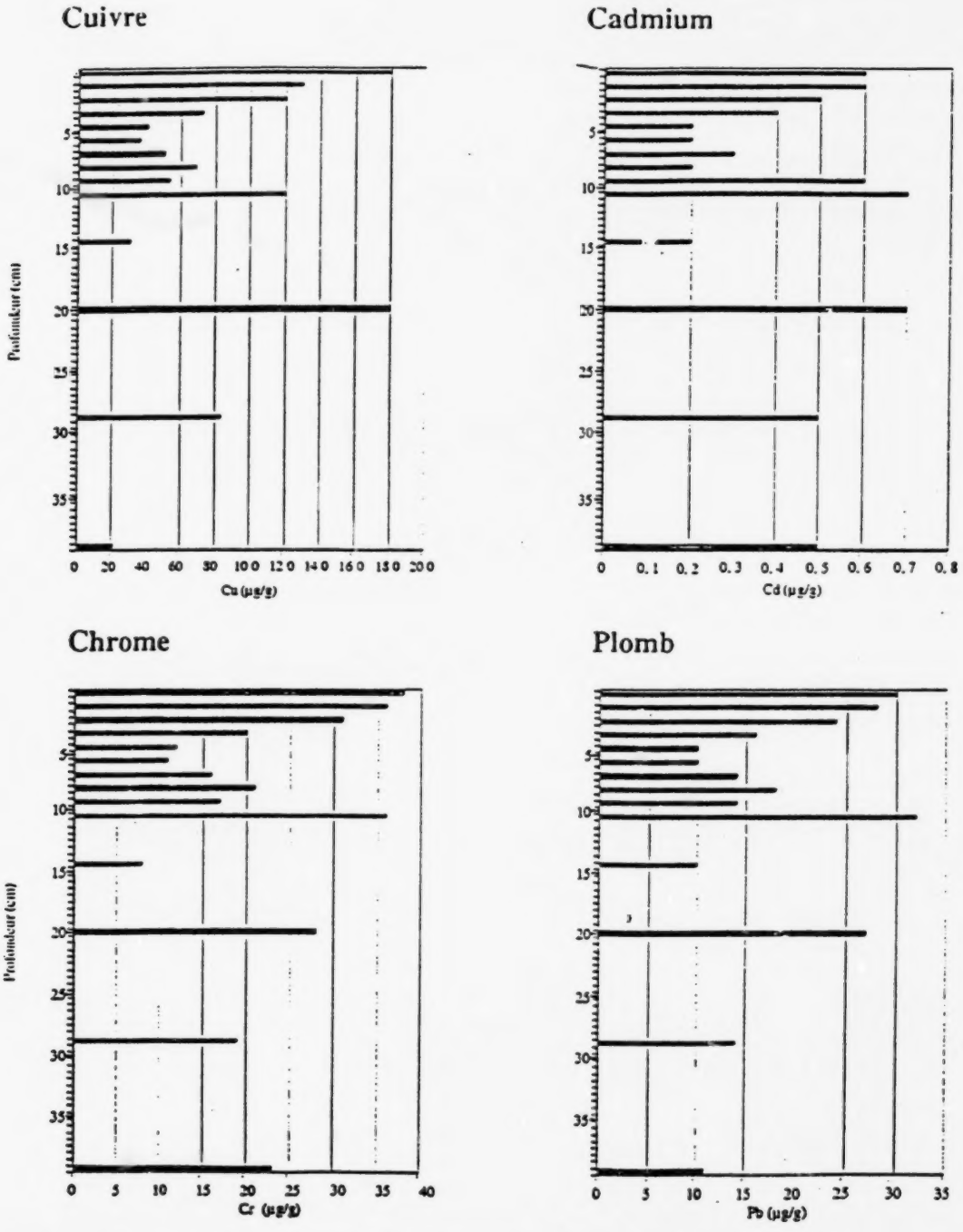
* Un tamis de 80 mesh (180µm) a été utilisé.
** Les teneurs sont exprimées en mg/kg.

Tableau 2.11 : Qualité des sédiments (juillet 1994)

	R-39	Y-22	Y-27	Y-30
Cu	260	1 900	300	290
Cd	2,3	9,4	2,4	2,1
Pb	110	220	48	54
Ni	26	34	32	26
Zn	130	480	170	130
Cr	11	24	21	11

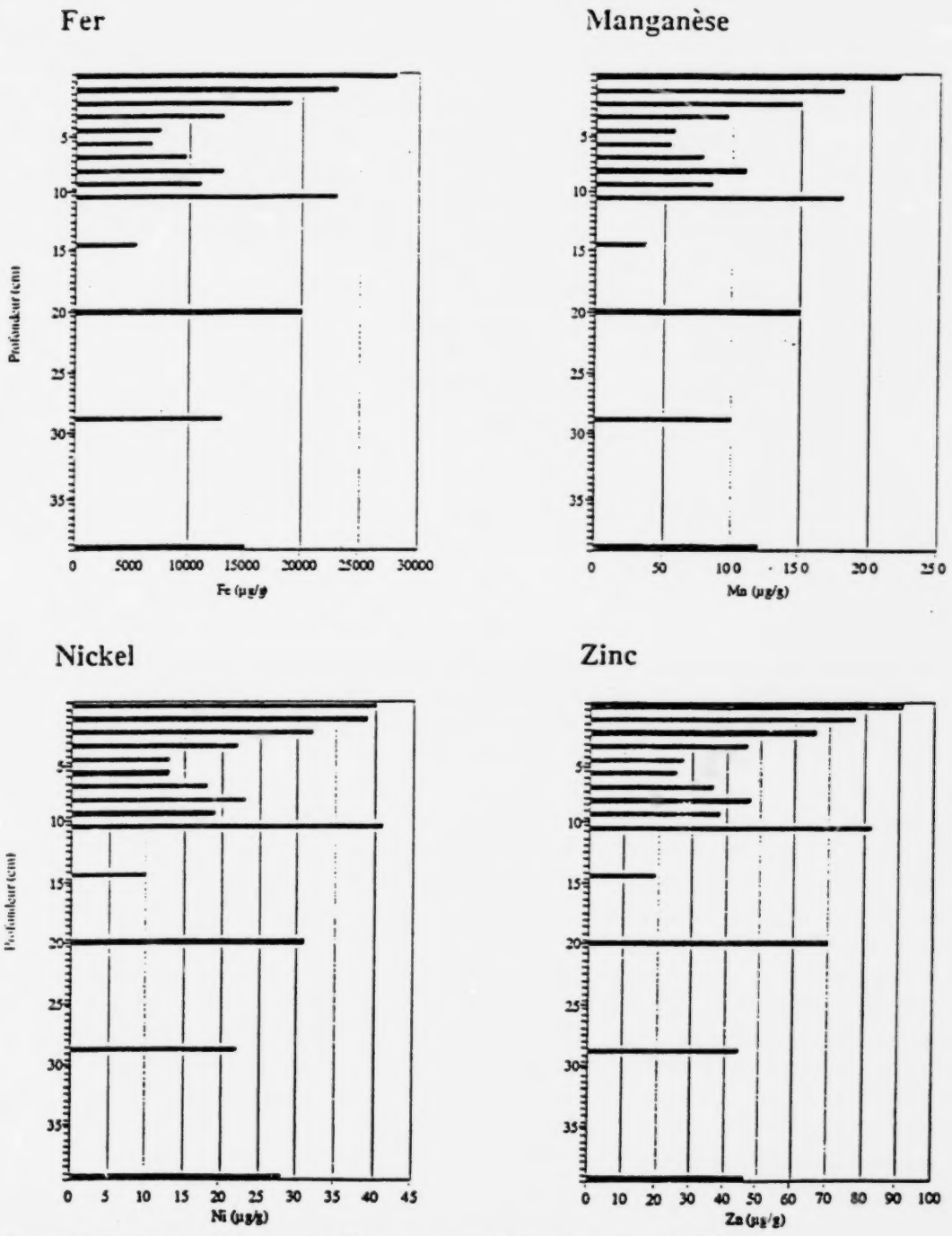
Les teneurs sont exprimées en mg/kg

Figure 2.3 : Profil du contenu en métaux d'un échantillon de sédiments de la baie de Gaspé



Les concentrations obtenues pour les diverses tranches de la carotte sont illustrées à la profondeur moyenne de la tranche.

Figure 2.3 : Profil du contenu en métaux d'un échantillon de sédiments de la baie de Gaspé



Les concentrations obtenues pour les diverses tranches de la carotte sont illustrées à la profondeur moyenne de la tranche.

2.5 Étude du benthos

2.5.1 Méthodologie

Les échantillons ont été récoltés en juillet par filet Suber. Pour chaque station, six sous-échantillons sont prélevés et mélangés pour former un échantillon unique. Les échantillons sont triés et identifiés par madame Louise Cloutier de l'Université de Montréal depuis 1983.

2.5.2 Présentation des résultats

Les indices d'évaluation des communautés benthiques sont nombreux et présentent chacun leurs avantages et leurs inconvénients. Dans un tel contexte, les données récoltées seront présentées selon les indices suivants:

a) nombre de taxa

b) index de diversité

c) nombre d'organismes

d) ratio ET*P/C*

Selon Luoma et Carter (1991) et Clements (1991), le nombre de taxons est généralement l'indice le mieux correlé avec les teneurs en métaux lourds. L'index de diversité et le nombre d'organismes s'avèrent, quant à eux, souvent peu reliés aux concentrations de métaux (Ford, 1989; Ramade, 1989). Incidemment, Clements et Kiffney (1994) ont récemment démontré que ces indices sont peu sensibles lorsque des espèces tolérantes remplacent les espèces vulnérables.

Le ratio ETP/C est depuis longtemps utilisé. Celui-ci est basé sur l'hypothèse que les Éphéméroptères, les Tricoptères et les Plécoptères sont généralement sensibles aux métaux alors que les Chironomides sont plutôt tolérants. Toutefois, toutes les sous-familles de Chironomides ne sont pas pareillement sensibles de sorte qu'il est nécessaire de pousser plus loin l'identification (Gower et al., 1994). En effet, les *Tanytarsini* montrent une grande sensibilité aux métaux (Clements et al., 1988, 1989 et 1992), alors que les *Cricotopus* sont très tolérants (Lenat, 1983; Yasuno et al., 1985). C'est dans un tel contexte que les pourcentages de *Tanytarsini* et de *Cricotopus* sont fournis. Barbour et al. (1992) recommandent, incidemment, l'utilisation du ratio *Cricotopus* + *Chironomus* / Chrironomides, comme indicateur de pollution par les métaux.

Dans le même ordre d'idée, on retrouve à l'intérieur de l'ordre des Tricoptères, la famille des Hydropsychidae qui montre une forte tolérance aux métaux (Peterson et Peterson, 1983; Rollin, 1988; Clements et al., 1988, 1989, 1990 et 1992). Barbour et al. (1992) suggèrent ainsi l'utilisation du ratio Hydropsychidées/Tricoptères comme indicateur d'une pollution par les métaux.

En conséquence, afin de tenir compte de la sensibilité des *Tanytarsini* et de la tolérance des Hydropsychidées, le nombre de ces organismes sera soustrait du nombre total de Chironomides et de Tricoptères, respectivement. L'indice biotique ainsi obtenu peut donc être décrit sous la forme ET*P/C*.

2.5.3 Conclusions

- Les stations **témoins** sont caractérisées par une forte représentation des Éphéméroptères. De plus, les *Tanytarsini* dominent largement les *Cricotopus* (tableau 2.16).

- Pendant la **période 1977-1981**, le nombre de taxons et la densité d'organismes sont réduits jusqu'à la station Y-36 située à 16 km du bassin de récupération. La station Y-22 localisée à 350 m est largement dominée par les Chironomides. Toutefois, on retrouve des Éphéméroptères à la station Y-27 située à 700 m (tableaux 2.13, 2.15 et 2.16).

- Le déversement accidentel d'acide sulfurique en **1982** a eu un effet marqué sur le nombre de taxons et la densité d'organismes jusqu'à la station Y-50 située à 48 km en aval du bassin de récupération. L'impact, bien que plus faible, s'est poursuivi en **1983** et en **1984** (tableaux 2.13 et 2.15).

- Pour la période **1985-1993**, le nombre de taxons et les indices de diversité se sont stabilisés à toutes les stations, sauf Y-22 et Y-27 où la stabilisation a été atteinte à partir de 1989 (tableaux 2.13 et 2.14). Toutefois, la densité d'organismes a été relativement constante pour toutes les stations dès 1985 (tableau 2.15). Pour cette période, on observe une gradation de l'indice ET*P/C* de l'amont vers l'aval (tableau 2.16). Les stations amont sont, de plus, dominées davantage par les *Cricotopus*, alors que les stations aval sont plutôt dominées par les *Tanytarsini*.

- Notons que des Éphéméroptères ont été observés en quantité importante pour la première fois à la station Y-22 en 1993, suggérant unde amélioration de la qualitédes eux usées de la mine pour la période 1992-1993.

- Une analyse de regroupement a été effectué sur les données obtenues en 1993 (Beak 1994). Deux principaux groupements ont pu être isolés; un groupement comprenant les

stations du troncon supérieur de la rivière (au km 13) et un groupement incluant le reste de la rivière. Les analyses de regroupement des études effectuées en 1991 indiquaient des résultats similaires. Les auteurs de cette étude concluent que l'évaluation des communautés benthiques de la rivière York indique que la qualitéde l'eau de la rivière reste bonne et que l'impact des opérations des Mines Gaspé sur le benthos est relativement mineur.

Tableau 2.13: Nombre de taxons (au niveau du genre) récolté par filet suber en juillet

	R-52	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1993	33	30	14	23	28	23		30	30	40	35	30
1992		25	12	19	10	13		16				
1991	33	32	20	22	21	21	26		28	34	35	38
1990		44	20	28	23							
1989	27	21	16	18	19	19	16	27	30	22	23	31
1987		18			17				23	17	26	28
1986		22	11	12	19							
1985	16*	18	10	12	22	22	15	21	20	21	21	26
1984	17*	17	8	6	11	11	12	8	11	16	18	18
1983	12*	25	2	8	8	8	7	6	7	14	8	14
1982	11*	10	3	7	5	2	2	3	4	5		
1981		29	6		10							
1980	21 (13*)	18	2				12	9				
1979	16 (12*)	15	2	6	9			10		7		
1978	7 (11*)	16	2	7	6	7	7	14	16	14		
1977	28 (18*)	24	2		13			19	15	22		

* R-29

Tableau 2.14 : Indice de diversité

	R-52	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1993	3,6	3,6	3,0	3,3	2,9	2,3		3,1	3,0	2,2	3,6	3,0
1992		3,3	2,6	3,0	2,5	2,6		3,0				
1991	4,1	3,6	2,7	2,5	2,6	3,5	3		3,5	3,2	3,3	4,2
1990		4,0	2,7	3,5	1,6				3,0		2,9	
1989	3,0	3,4	2,2	2,5	2,6	2,6	2,6	2,8	3,2	3,9	3,8	3,8
1987		3,1			2,9				3,2	3,1	3,1	4,1
1986		3,5	1,6	1,3	1,6							
1985	1,7**	3,3	1,6	2,1	2,5	2,4	2,2	2,2	2,0	3,0	2,5	3,2
1984	1,8**	3,1	1,9	1,7	2,3	2,5	2,3	1,9	2,3	2,7	3,5	3,3
1983	1,30**	2,14	*	2,82*	1,39	2,5*	1,86	2,38	2,08	2,22	1,95	2,98
1982												
1981		2,5	0,2	2,5*								
1980	3,1 (2,3**)	3,4	0,16				2,00	2,65				
1979	2,2 (2,2**)	3,2	*	*	2,1			2,5		*		
1978	1,1**	3,1	*	*	0,5	*	*	2,4	1,9	2,6		
1977	3,0 (2,7**)	3,2	*		*			2,9	3,1	3,1		
1976	2,5 (1,7**)	3,2	*		*				1,49	*	*	

* Densité d'organismes inférieure à 100/m^2.
**R-29

Tableau 2.15 : Densité d'organismes

	R-52 /R-29*	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1993	2752	682	2720	626	1929	1606		2811	1643	2944	1433	1335
1992		606	618	507	260	586		156				
1991	2133	905	1706	1116	1131	1341	1000		1647	2480	1034	1122
1990		2345	3478	2200	2797				1477		989	
1989	1119	1280	711	657	426	483	256	1413	1093	439	480	900
1987		663			484				1191	369	723	650
1986		623	1321	1280	1271							
1985	1054*	218	541	911	570	438	527	964	1829	607		
1984	1378*	296	143	61	159	95	166	161	259	218		
1983	1220*	2038	5	32	225	46	111	125	171	216		
1982	1612*	835	8	50	34	6	7	11	21	37		
1981		1229	405		127							
1980	832 (630*)	477	257				110	241				
1979	1281 (576*)	332	23	72	221			343		74		
1978	45 (3086*)	273	7	45	319	39	77	976	536	140		
1977	2120 (607*)	1345	16		63			318	321	557	207	13
1976	537 (360*)	596	12		4				146	40	57	146
1975		143	2		3			5	12	43	58	173
1973		25	555					188	64	17	87	81

Tableau 2.16a : Description du benthos (1993)

	R-52	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
% Chiro.	21	6	38	32	21	10	23	46	15	37	41
% *Crico.*	2,6	0	15,2	20,1	3,3	4,4	3,2	0,8	0,7	0,5	1,6
% *Tanyt.*	7,6	2,8	0	0	8,1	2,8	11,1	32,5	10,0	31,5	33,5
% Ephe.	39	32	13	31	48	46	23	34	9	26	42
% Trico.	11	39	19	11	12	2	21	11	5	12	3
% Hydro	0	4,9	2,4	4,3	4,2	1,7	0	1,0	0	2,5	0,4
% Pleco.	9	5	2	10	3	6	2	6	2	9	7
ET*P/C*	**4,4**	**22,2**	**0,8**	**1,5**	**4,6**	**7,3**	**3,9**	**3,7**	**3,2**	**8,1**	**6,9**

Tableau 2.16b : Description du benthos (1992)

	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-39
% Chiro.	43	50	18	3	19	10
% *Crico.*	2,7	26,7	6,7	0	14,4	0
% *Tanyt.*	30,8	0	0,4	0	0	4,6
% Ephe.	28	0	20	46	35	54
% Trico.	6	42	36	14	11	23
% Hydro.	3,0	30,4	8,5	7,6	9,8	12,6
% Pleco.	1	0	0	1	0	0
ET*P/C*	**2,6**	**0,2**	**2,7**	**17,8**	**1,9**	**11,9**

Tableau 2.16c : Description du benthos (1991)

	R-52	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
% Chiro.	31	23	59	55	2	23	8	45	55	49	35
% *Crico.*	8,0	4,4	39,2	48,5	1,1	5,9	2,7	0,1	0,2	0,5	1,4
% *Tanyt.*	18,5	15,0	0	0	0	11,5	1,3	32,5	48,9	45,8	22,5
% Ephe.	19	0	0	0	18	28	32	15	14	21	25
% Trico.	25	32	27	26	42	19	48	24	21	13	20
% Hydro	0,7	13,5	20,1	23,6	39,5	13,6	6,6	12,7	3,9	5,2	3,4
% Pleco.	3	10	0	5	6	10	9	17	6	10	8
ET*P/C*	**3,7**	**3,6**	**0,1**	**0,1**	**13,3**	**3,8**	**12,3**	**3,5**	**6,1**	**9,2**	**4,0**

Tableau 2.16d : Description du benthos (1987 et 1989)

		R-52	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1989	% Chiro.	17	13	47	40	13	7	4	4	5	18	41	32
	% *Crico.*	12,3	1,4	37,0	29,2	5,7	2,7	1,4	0,9	1,4	0,4	0	1,2
	% *Tanyt.*	0,2	1,7	0	0	0	0	0	0	1,9	11,0	17,0	23,1
	% Ephe.	47	34	0	1	25	61	22	29	27	19	18	37
	% Trico.	16	19	11	10	14	4	15	30	36	49	24	20
	% Hydro	0	3,8	5,7	3,1	5,7	2,7	0,7	0	8,0	22,8	5,8	7,6
	% Pleco.	7	2	0	1	0	2	3	1	2	4	2	3
	ET*P/C*	**4,2**	**4,5**	**0,1**	**0,2**	**2,6**	**9,2**	**9,8**	**15,0**	**18,4**	**7,1**	**1,6**	**5,9**
1987	% Chiro.		23			4				27	38	51	19
	% *Crico.*		0			1,8				0	0	0,6	0
	% *Tanyt.*		7,2			0				22,3	35,3	43,2	13,5
	% Ephe.		30			33				20	31	25	43
	% Trico.		43			34				49	13	16	25
	% Hydro		0,3			32,1				14,1	6,3	0,8	9,9
	% Pleco.		3			2				1	5	5	2
	ET*P/C*		**4,8**			**9,2**				**11,9**	**15,8**	**5,8**	**10,9**

Tableau 2.16e : Description du benthos (1985 et 1986)

		R-39	R-29	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1986	% Chiro.	13		17	4	3							
	% *Crico.*	0,9		11,9	2,6	1,4							
	% *Tanyt.*	8,9		0	0,1	0,2							
	% Ephe.	46		0	14	12							
	% Trico.	19		63	5	9							
	% Hydro	2,6		62,0	0	5,6							
	% Pleco.	3		0	0	0							
	ET*P/C*	**16,0**		**0,6**	**4,9**	**5,5**							
1985	% Chiro.	2	3	28	12	7	9	1	3	2	9	7	12
	% *Crico.*	0	0,7	3,6	6,5	1,9	5,3	0,1	0,9	2,1	1,2	0,8	2,0
	% *Tanyt.*	1,6	2,0	0	0	0,3	0	0	0,6	0,2	6,5	5,1	5,2
	% Ephe.	68	87	5	26	33	60	48	37	19	48	25	54
	% Trico.	12	1	66	8	8	13	13	7	12	34	12	14
	% Hydro	1,6	0	65,3	1,9	3,1	5,7	1,0	0	4,9	7,1	1,8	3,0
	% Pleco.	8	2,5	0	0	0	0.4	0	0,6	0	0	1	0
	ET*P/C*	**216**	**90,5**	**0,2**	**2,7**	**5,7**	**7,5**	**60**	**18,6**	**14,5**	**30,0**	**19,1**	**9,6**

Tableau 2.16f : Description du benthos (1983 et 1984)

		R-29	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-60	Y-70
1984	% Chiro.	11	2	23	0	7	8	5	1	3	3	23	12
	% *Crico.*	0,9	1,2	15,0	0	1,1	5,7	4,3	1,1	2,8	0,8	2,1	0
	% *Tanyt.*	10,4	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0,8	14	3,3
	% Ephe.	79	58	1	0	27	19	32	43	41	61	33	58
	% Trico.	4	16	60	85	52	36	13	18	6	24	33	25
	% Hydro	0,5	9,0	57,5	38,2	50,6	32,1	0	2,2	0	3,4	21,7	7,6
	% Pleco.	4	7	0	3	1	0	0	0	0	3	7	0
	ET*P/C*	**144,2**	**51,4**	**0,2**	**	**11,4**	**2,9**	**9,0**	**58,8**	**15,7**	**38,5**	**5,7**	**8,7**
1983	% Chiro.	1	3	0	6	4	8	0	0	0	8	0	8
	% *Crico.*	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	% *Tanyt.*	0,3	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2
	% Ephe.	85	20	67	17	4	8	6	28	64	22	32	63
	% Trico.	5	14	33	50	17	54	52	14	21	65	66	13
	% Hydro	0	2,4	33	11,1	10,3	23,1	8,1	7,1	15,6	61,2	56,5	4,8
	% Pleco.	2	2	0	0	0	0	0	1	1	3	2	5
	ET*P/C*	**131,4**	**24,0**	***	**9,3**	**2,7**	**4,9**	***	***	***	**3,6**	***	**15,9**

Tableau 2.16g : Description du benthos (1981 et 1982)

		R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-43
1982	% Chiro.	31	25	22	32	19
	% *Crico.*	Données contenues dans une annexe (non jointe au document)				
	% *Tanyt.*					
	% Ephe.	30	0	0	0	0
	% Trico.	8	0	22	32	43
	% Hydro					
	% Pleco.					
	ET/C	**1,20**	**0,0**	**1,0**	**1,0**	**2,3**
1981	% Chiro.	9	97		4	
	% *Crico.*	1,9	96,9		1,4	
	% *Tanyt.*	4,9	0		0	
	% Ephe.	20	0		72	
	% Trico.	11	0		18	
	% Hydro	3,2	0		5,6	
	% Pleco.	2	0		0	
	ET*P/C*	**7,3**	*****		**21,1**	

Tableau 2.16h: Description du benthos (1979 et 1980)

		R-39	R-29	Y-22	Y-27	Y-30	Y-36	Y-39	Y-50
1980	% Chiro	15	5,9	99			50	18	
	% Ephe.	61	86	0			17	60	
	% Trico.	19	4,8	0			21	13	
	% Hydro.	8,2	0,8	0			1,5	8,1	
	% Plecop.	4,5	2,3	0			6,1	2,2	
	ET*P/C*	**5,1**	**15,6**	**0**			**0,8**	**3,7**	
1979	% Chiro.	36	5,6	92	52	21		7	66
	% Ephe.	41	84	0	18	13		42	2
	% Trico.	12	0,6	0	13	15		10	22
	% Hydro	4,3	0	0	10	10,6		4,7	12,2
	% Plecop	4,3	2,2	0	5	1,6		1,6	9,8
	ET*P/C	**1,5**	**15,5**	**0**	**0,5**	**0,9**		**7,0**	**0,3**

Tableau 2.16i : Description du benthos (1978)

	R-39	R-29	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-36	Y-39	Y-43	Y-50	Y-61
% Chiro	9,9	5,0	0	16	91,6	36,4	20,9	42,3	43,5	16,6	18,5
% Ephe	21,1	88,4	0	28	0,6	0	0	47,6	43,5	56,4	63,0
% Trico	15,1	1,9	0	4	0,6	4,5	20,9	3,7	5,0	11,5	8,7
% Hydro	0	0	0	4	0	4,5	0	0	0	3,8	3,3
% Pleco	15,8	0	0	8	0,6	0	4,7	3,3	2,3	9,0	2,2
ET*P/C	**5,3**	**18,1**	***	**2,3**	**0,0**	**0,0**	**1,2**	**1,3**	**1,2**	**4,4**	**3,8**

2.6 Étude des poissons

2.6.1 Étude des populations

2.6.1.1 Méthodologie

À chaque station, une surface de la rivière est fermée à l'aide de filets bloquants (type seine) en aval et, si nécessaire, sur les côtés. Aucun filet n'est disposé en amont, les migrations étant pratiquement nulles. La surface ainsi délimitée est balayée par l'opérateur dans un mouvement amont-aval, à l'aide d'une perche branchée sur un appareil de pêche électrique Smith Root (modèle XV). Les transects d'échantillonnage sont perpendiculaires aux rives et sont effectués en commençant par l'aval. Deux autres personnes se tiennent à environ un mètre en aval de l'opérateur et capturent les poissons temporairement paralysés. Cette opération est répétée de trois à cinq fois, afin de rencontrer les besoins de la méthode d'évaluation de Moran-Zippin.

Les estimations de production de saumoneaux sont calculées à partir du modèle de Pomerleau *et al.*, (1980). Ce modèle présume que le pourcentage de tacons (>90 mm) observés dans la rivière York durant l'été et qui survivent à l'hiver suivant est d'environ 25 %.

Finalement, notons que les données portant sur le nombre de géniteurs proviennent du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

2.6.1.2 Conclusions

- La **densité de saumons juvéniles de la section supérieure** montre une tendance à la hausse qui réflète l'amélioration de la qualité de l'eau consécutive à la diminution des niveaux de production au site minier ainsi que la récupération suite au déversement accidentel d'acide de 1982 (figure 2.4). La variabilité interannuelle que l'on observe au site Y-22 peut être attribuée aux conditions de débits et aux caractéristiques des frayères à l'automne précédent et pas nécessairement à des changements de la qualité de l'eau (tableau 2.17).

- La **production de saumoneaux** montre une bonne récupération suite au déversement de 1982 (tableau 2.17). De plus, depuis 1987, la production de saumoneaux est habituellement égale ou supérieure au taux de production moyen typique des rivières de la Gaspésie (1,5 /100m^2).

- Le **nombre de géniteurs** signalés dans la rivière York montre une nette progression depuis la mise en place du bassin de récupération en 1972 (figure 2.5). Le déversement accidentel d'acide de 1982 semble avoir affecté à la baisse le nombre de géniteurs jusqu'en 1986. Depuis 1987, ce nombre demeure élevé et réflète l'amélioration de la qualité de l'eau de la rivière.

Tableau 2.17 : Densité de poissons juvéniles (nombre /100 m^2)

	R-39	Y-22	Y-27	Y-30	Y-33	Y-39
1994	55,1	5,2	18,9	53,3	122,4	136,8
1993	60,0	110,5	52,3	59,5	78,7	144,5
1992	46,7	4,1	21,2	42,8	107,4	177,7
1991	144,8	24,3	131,3	105,0	79,0	60,6
1989				59,0		107,2
1987				115,7		114,4
1986	9,5			9,3		97,0
1985	9,7	4,3	8,4	11,1	11,4	68,3
1984	20,8	56,5	71,1	38,3	25,7	64,1
1983	54,7	12,8	0	28,4	43,6	103,0
1982	48,5	0	1,3	5,8	2,9	7,3

Figure 2.4 : Densités de saumons juvéniles du tronçon supérieur

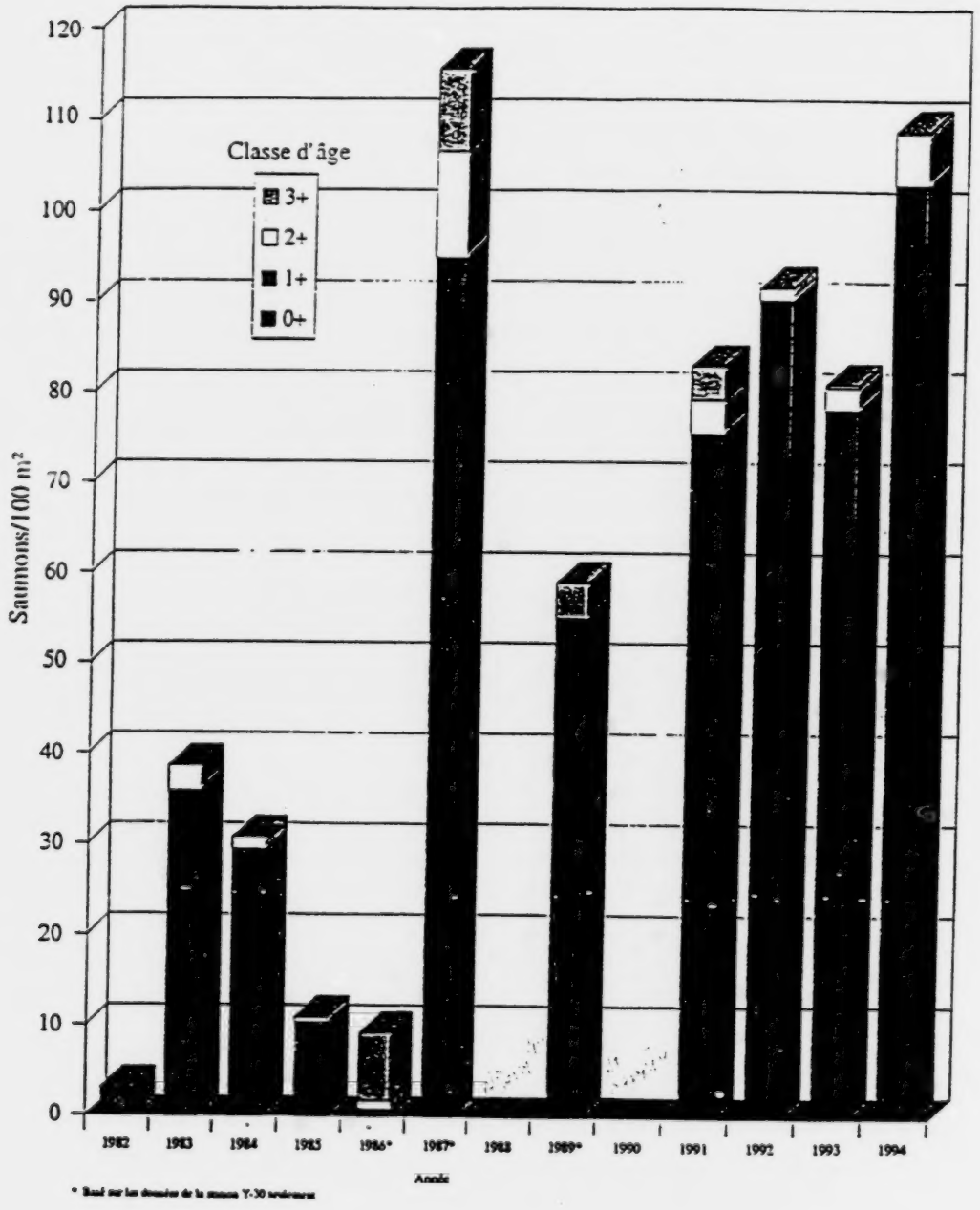
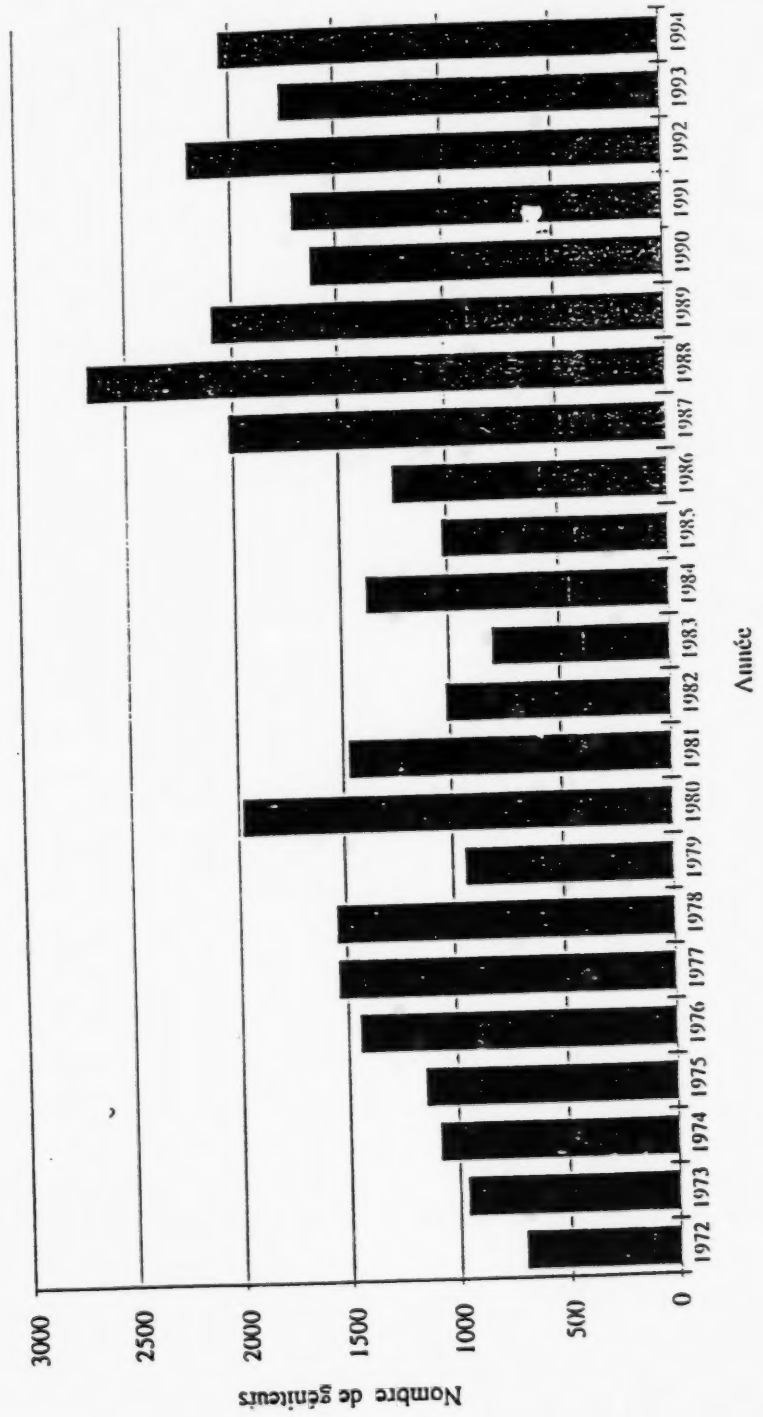


Tableau 2.18 : Production estimée de saumoneaux dans la rivière York, 1983-1994

	Tronçon			Total
	Supérieur*	Moyen**	Inférieur***	
1983	0	5 830	27 088	32 918
1984	1 825	10 075	41 527	53 427
1985	2 607	7 375	27 436	37 418
1986	1 995	31 975	35 613	69 583
1987	4 480	30 172	16 794	51 446
1988	6 406	24 302	12 500	43 208
1990	2 154	27 153	21 830	51 137
1992	12 914	35 692	43 627	91 513
1994	879	41 333	23 713	65 925
1995	3 074	-	-	-

* 2 090 unités d'habitat (7,4 %)
** 11 500 unités d'habitats (40,9 %)
*** 14 500 unités d'habitats (51,7 %)

Figure 2.5 : Nombre de géniteurs signalés dans la rivière York 1972 - 1994.



2.6.2 Contenu en métaux du zooplancton et des poissons

2.6.2.1 Méthodologie

Dans une étude préliminaire effectuée en 1994, des échantillons de zooplancton ont été collectés dans l'émissaire du bassin de recirculation et à l'embouchure du lac York à l'aide d'un filet à plancton conique à mailles fines, installé dans le courant de la rivière pendant 10 à 30 minutes. Les échantillons ont été réfrigérés pendant 24 à 48 heures et ensuite congelés avant d'être expédiés au laboratoire. Avant l'analyse, les échantillons ont été dégélés et un sous-échantillon a été examiné pour déterminer la composition biologique. Dans les deux sites, le zooplancton se composait principalement de *Daphnia.* Le reste de chaque échantillon a été placé sur un filtre de verre et séché au four à 100°C. Les résidus séchés ont été séparés du filtre et envoyés au laboratoire pour la détermination du cuivre par la méthode SEAP.

Les foies de cinq saumons juvéniles capturés en aval du bassin de recirculation et ceux de deux saumons juvéniles pris en aval du lac York ont été prélevés pour la détermination des teneurs en cuivre. Des foies ont également été prélevés sur cinq ombles de fontaine provenant des deux sites pour l'analyse du cuivre et sur trois ombles additionnelles pour déterminer le ratio poids sec:poids frais.

2.6.2.2 Conclusions

- Le contenu en cuivre du zooplancton récolté à l'effluent final est neuf fois plus grand que celui du zooplancton du site de référence (tableau 2.19).

- Les contenus en cuivre des foies des truites et des saumons capturés à proximité du site minier sont statistiquement plus élevés que ceux des poissons du site de référence (tableau 2.19). Il est à noter que le recours à un test paramétrique, tel qu'effectué par le consultant, est incorrect dans le cas de petites populations de cinq individus. Le test non-paramétrique de Mann-Whitney permet de conclure à des différences significatives pour les deux espèces de poissons. Finalement, les teneurs observées sont beaucoup plus grandes que celles qui sont rapportées dans la littérature.

- Les fortes teneurs en cuivre des foies sont certainement attribuables à l'ingestion de zooplancton. Toutefois, aucun impact au niveau de la croissance et de la survie n'a été observé. Ainsi, compte-tenu du fait que les foies de poissons ne sont pas consommés par les pêcheurs, l'impact est très restreint.

Tableau 2.19 : Contenu en cuivre du zooplancton et du foie des poissons.

	Saumons		Truites		Zooplancton
	Longueur cm	Cu* (µg/g)	Longueur cm	Cu* (µg/g)	Cu* (µg/g)
Aval du bassin	12,7	380	17,6	550	
	11,0	3 150	15,5	250	
	10,1	700	14,2	385	
	8,5	2 700	12,5	1 600	
	8,0	500	11,2	255	
		Moy = **1 486**		Moy = **608**	**1 400**
Lac York	13	105	16,5	265	
	10,8	85	14,5	180	
			13,3	60	
			21,1	105	
			11,7	85	
		Moy = **95**		Moy = **139**	150

* Rapportés sur la base du poids sec (ratio poids sec :poids humide était de 1:5 pour les poissons)

2.7 Conclusions générales

La qualité et la quantité d'informations disponibles ont grandement aidé à la synthèse du cas d'étude de Mines Gaspé et, par conséquent, nous a permis de proposer les conclusions suivantes:

- En raison de la grande dureté des eaux à l'effluent final et dans le milieu récepteur, aucune toxicité n'a été observée, sauf pour une brève période après le déversement d'acide de 1982;

- Une accumulation de cuivre dans les sédiments est évidente uniquement à la station Y-22 située à 350 m en aval de l'effluent final;

- Des teneurs plus élevées en métaux ont été observées à la surface d'une carotte récoltée à plus de 100 km en aval du site minier. Toutefois, l'interprétation de ces résultats

préliminaires obtenus à partir d'une carotte unique est rendue difficile en raison de l'ignorance du taux réel d'accumulation des sédiments et du délai de transport dans le système;

- Les populations benthiques étaient affectées par les eaux de la mine bien avant le déversement d'acide de 1982, le nombre de taxons et la densité d'organismes étont réduits jusqu'à 16 km en aval du bassin. L'impact des opérations minières sur ces communautés était évidemment plus marqué dans les stations localisées à proximité du site minier;

- Le déversement a eu un impact prononcé sur les communautés benthiques sur une distance de 48 km. L'impact a été observé en aval jusqu'en 1984. Depuis 1989, le nombre de taxons et les indices de diversite sont stables aux deux stations localisées à proximité du site (‹ 1km) demeurant réduits par rapport aux stations témoins. Ces stations sont caractérisées par la présence d'espèces tolérantes aux métaux (*Criptocopus*) et l'absence d'espèces sensibles (*Tanytarsus*). En 1993, la présence d'Ephéméroptères a été observée en quantité significative à proximité du site reflétant une amélioration des conditions en 1992-1993. Des analyses de regroupement indiquent que les stations dans le tronçon supérieur de la rivière (13 km) se distinguent du reste de la rivière.

- Les populations de saumons juvéniles ont été affectées par le déversement de 1982. Depuis 1987, le nombre de saumons juvéniles est stable et relativement élevé;

- Des données préliminaires démontrent que le zooplancton retrouvé à la sortie du site minier contient des teneurs en cuivre plus élevées que celles observées dans les autres sites échantillonnés. Les foies des poissons qui le consomment sont également caractérisés par de fortes concentrations en cuivre. Aucun impact au niveau de la survie et de la croissance n'est cependant observé. Les foies n'étant pas consommés par les pêcheurs, l'impact est donc limité.

2.8 Bibliographie

Barbour, M. T., J. L. Plafkin, B. P. Bradley, C. G. Graves et R. W. Wisseman. 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. Environ. Toxicol. Chem. 11:437-449.

Beak. 1978. Biological Survey of York River, 1977. A report for Mines Gaspe Murdochville, Quebec. Beak Consultants Limited.

Beak. 1981. Etudes Benthiques Mines Gaspe 1980. Prepare pour: Mines Noranda Limitee, Murdochville, Quebec. Les Conseillers Beak Limitee. 32 pp. and appendices.

Beak. 1982. Biological study of the York River to evaluate the impact of a sulphuric acid spill on Atlantic Salmon stocks. A report for Mines Noranda Ltee. 55 pp.

Beak. 1984. Biological study of the York River to evaluate the impact of a sulphuric acid spill on Atlantic Salmon stocks. A report for Produits Forestiers Maclaren Inc. Division Mines Gaspe.

Beak. 1985. Biological study of the York River to evaluate the residual effects of the 1982 acid spill on Atlantic Salmon stocks. A report for Produits Forestiers Maclaren Inc. Division Mines Gaspe.

Beak. 1986. Biological study of the York River to evaluate the effects of a 1982 sulphuric acid spill on Atlantic Salmon stocks. Final report on a four-year study prepared for Produits Forestiers Maclaren Inc. Division Mines Gaspe.

Beak. 1992. Etude de la population de saumons juveniles et des communautes benthiques de la Riviere York, Gaspesie, 1991. Pour Mineraux Noranda Inc.

Beak. 1993. Etude de la population de saumons juveniles et des communautes benthiques de la Riviere York, Gaspesie, 1992. Mineraux Noranda Inc., Beak Ref.2738.1.

Beak. 1994. Etude de la population de saumons juveniles et des communautes benthiques de la Riviere York, Gaspesie, 1993. Beak for Mineraux Noranda Inc. Project 2879.1. 5.1 and appendicies.

Clements, W. H. et P. M. Kiffney. 1994. Integrated laboratory and field approach for assessing impacts of heavy metals at the Arkansas river, Colorado. Environ. Toxicol. Chem. 13 (3):397-404.

Clements, W. H., D. S. Cherry et J. H. Van Hassel. 1992. Assessment of the impact of heavy metals on benthic communities at the Clinch river (Virginia): evaluation of an index of community sensitivity. Can. J. Fish Aquat. Sci. 49:1686-1694.

Clements, W. H. 1991. Community responses of stream organisms to heavy metals: a review of observational and experimental approaches. In: Metal ecotoxicology: concepts and applications. pp. 363-391.

Clements, W.H., D.S. Cherry et J. Cairns Jr. 1990. Macroinvertebrate community responses to copper in laboratory and field experimental streams. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:361-365.

Clements, W. H., J. L. Farris, D. S. Cherry et J. Cairns Jr. 1989. The influence of water quality on macroinvertebrate community responses to copper in outdoor experimental streams. Aquat. Toxicol. 14:249-262.

Clements, W. H., D. S. Cherry et J. Cairns Jr. 1988. The impact of heavy metals on macroinvertebrate community : a comparison of observational and experimental results. Can. J. Fish Aquat. Sci. 45:2017-2025.

Ford, J. 1989. The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure. In: Ecotoxicology: problems and approaches. pp. 99-129.

Gower, A. M., G. Myers, M. Kent et M. E. Foulkes. 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environnemental variables in metal-contaminated streams in south-west England. Freshwat. Biol. 32:199-221.

Lenat, D. R. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. Freshwat. Biol. 2(4): 192-198.

Luoma, S. N. et J. L. Carter. 1991. Effects of trace metals on aquatic benthos. In: Metal ecotoxicology: concepts and applications. pp. 261-300.

Ramade. F. 1989. The pollution of the hydrosphere by global contaminants and its effects on aquatic ecosystems. In: Aquatic ecotoxicology: fondamental concepts and methodologies. pp. 151-184.

Rollin, R.A. 1988. The effects of heavy metal pollution of the Upper Arkansas river on the distribution of aquatic macroinvertebrates. Hydrobiol. 160:3-8.

Yasuno, M., S. Hatakeyama et Y. Sugaya. 1985. Characteristic distribution of chironomids in the river polluted with heavy metals. Verh. Int. Ver. Limnol. 22:2371-2377.

3 Lac Matagami

3.1 Introduction

La présente étude de cas est basé principalement sur un rapport préliminaire de SNC-Lavalin (1993) présentant l'état de l'environnement du complexe minier Matagami. Ce rapport (document AQUAMIN #736) a été produit dans le cadre de l'élaboration d'un plan de fermeture du site.

3.1.1 Site d'étude

Le site d'étude est situé au sud-ouest de la municipalité de Baie-James (région administrative 10). L'étude a été effectuée dans la zone comprise dans les limites suivantes: Lac Matagami au nord, rapides Cold Spring sur la rivière Bell et ruisseau du Dome au sud, Lac Olga à l'est et lac MacIvor à l'ouest (Figure 3.1).

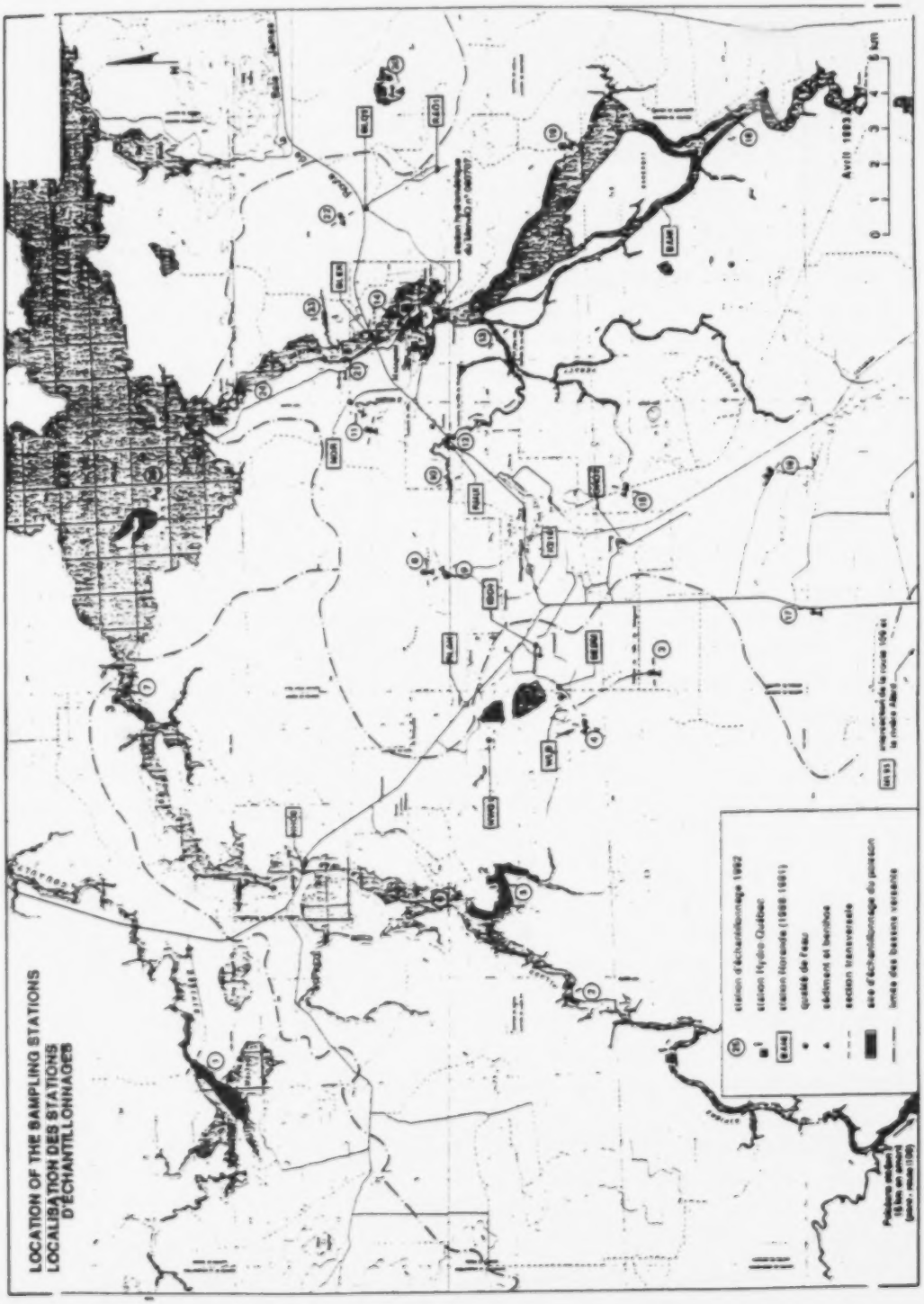
Le lac Matagami est situé à quelques 180 km au nord d'Amos. Le complexe minier Matagami est constitué de plusieurs sites miniers distincts, donc les effluents issus de ceux-ci se déversent en une multitude de points du réseau hydrographique (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Mines situées dans la région de Matagami

Mine	Production		Tonnes extraites (short tons) (fin 1992)	Situation
	Ouverture	Fermeture		
Lac Matagami	10/63	12/88	28 269 722	mine fermée (broyeur en opération)
Orchan	10/63	07/82	4 976 187	mine et broyeur fermés
New Hosko	10/63	05/80	2 013 500	mine fermée
Bell-Allard	04/68	11/70	258 124	mine fermée
Lac Garon	01/73	12/75	514 867	mine fermée
Norita	05/76	-	4 127 821 [a]	mine en opération
Radiore #2	09/79	09/80	153 862	mine fermée
Isle-Dieu	01/89	-	1 468 159 [a]	mine en opération
Norita-Est	09/92	-	185 808 [a]	mine en opération

a: encore en opération à la fin de 1992

Figure 3.1 : Zone d'étude du complexe minier du Lac Matagami, avec localisation des stations d'échantillonnage



La topographie du site est plate, l'altitude variant entre 250 à 350 m au dessus du niveau de la mer. Le site d'étude est compris dans les terres basses (plaines et vallées de rivières) avec un légère pente vers la Baie-James. Des collines isolées, tel que le Mont Laurier (466 m), sont éparpillées sur le territoire.

La région de Matagami possède une capacité de neutralisation de l'acidité de moyenne à élevée, due à la présence de pierres à chaux dans le substrat. La présence d'une assise rocheuse avec une capacité neutralisante très élevée contribue aussi au pouvoir tampon de la région.

La région de Matagami est caractérisée par un climat tempéré avec deux (2) saisons primaires, dont un été court et frais, puis un hiver long et sévère. Les températures fluctuent énormément à l'intérieur des saisons et les extrêmes de température sont marqués.

Les précipitations moyennes annuelles (période 1973 à 1990) sont de 915 mm avec 30% de neige. La plupart des précipitations tombent en été.

3.1.2 Historique des opérations

Le dépôt de zinc-cuivre du lac Matagami a été découvert en 1957 et l'opération minière a commencé en octobre 1963. Peu après, deux (2) autres mines ont été ouvertes, soit la mine Orchan, localiséE un (1) km au sud et la mine New Hosko situé 3 km au nord-ouest sur le rive ouest de la rivière Allard. Les activités minières se sont développées de nouveau avec l'ouverture des mines suivantes: Bell-Allard (1968) située 2 km au sud d'Orchan; Lac Garon (1973), localisée environ à 10 km à l'est de la mine Lac Matagami sur la rive sud de la rivière Bell; Norita (1976), à 8 km à l'est de la mine Lac Matagami; Radiore #2 (1979) située 2 km à l'est du lac Garon; Isle-Dieu (1988), 1 km à l'ouest de la mine Lac Matagami; et Norita-Est (1992), au même site que la mine Norita. Le tableau 1 présentE la période d'opération, les tonnages extraits et la situation actuelle de chacune des mines.

3.1.3 Géologie/Minéralogie

Les roches de Matagami sont d'origine Précambrienne et constituent la base du Bouclier canadien. Deux (2) types de roches archéennes sont présentes dans le zone d'étude:

- des veines volcano-sédimentaires: composées en majorité de roches volcaniques et sédimentaires (facilement minéralisés) arrangées en couches minces (1 à 20 km) qui sont relativement continues et dirigées de l'est à l'ouest. Les roches métavolcaniques sont composées de basalte, andésite, et rhyolite.

- des zones granito-gneissic: en alternance avec les zones volcano-sédimentaires, ces zones sont composées de granite, gneiss granitique et migmatite.

3.1.4 Procédés minérallurgiques

La concentration du minerai se fait par broyage et flottation différentielle. La caractéristique particulière de l'opération est la présence de fortes concentrations de talc, ce qui exige un procédé de concentration spécial pour le cuivre. Le concentré de zinc est expédié sec.

Le broyage du minerai de l'ensemble des mines a été effectué, soit à la mine Lac Matagami ou à la mine Orchan. La mine Orchan acheminait son minerai broyé par pipeline au concentrateur de la division Matagami pour être traité. Le parc à résidus, anciennement le lac Watson, est situé à 4,5 km à l'ouest du site Lac Matagami et sert de parc à résidus depuis 1963. Il a une superficie de 500 acres.

Les résidus sont composés de 20-40% de pyrite, 5-15% de pyrhotite, 5-10% de magnétite, 5% de chlorite, 15% de talc et 15% de silice.

3.1.5 Système de traitement des eaux

L'eau fraîche utilisée par les mines de la région de Matagami provient d'une usine de pompage située sur la rivière Bell, près de la ville de Matagami. L'eau est dirigée dans un réservoir sur le terrain de la mine et sert à alimenter le moulin, la mine et les ateliers.

L'eau de refroidissement des machines est conditionnée, refroidie et recirculée. La recirculation dans le moulin est pratiquée sur une base limitée. Une partie des eaux de maintien à sec des mines sert à la fabrication de remblai hydraulique ou à la recirculation dans les conduites extérieures pour éviter le gel. Environ 35% des résidus miniers sont utilisés pour la fabrication de remblai hydraulique.

Les eaux domestiques, au rythme de 10 000 G.I.P.J sont envoyées dans des fosses septiques qui, ensuite, se drainent dans un ruisseau se rendant à la rivière Bell. Le concentrateur rejette 3 600 000 G.I.P.J d'eaux résiduelles dans le lac Watson.

L'effluent du complexe minier subi un traitement chimique (chaulage) à la sortie du concentrateur et les eaux sont ensuite acheminées vers un bassin de sédimentation et un bassin de polissage. Noranda vérifie la qualité de l'effluent final. Cet effluent se draine au sud du lac Watson dans un ruisseau qui rejoint la rivière Allard, elle-même tributaire du lac Matagami.

La description du plan d'échantillonnage est très complexe compte tenu que les effluents des divers sites miniers se déversent en une multitude de points du réseau hydrographique. Pour l'étude effectuée en 1992 par SNC-Lavalin, un total de 25 sites d'échantillonnage ont été choisis (Figure 3.1). Afin de simplifier la compréhension, le site d'étude a été divisé en un nombre de *systèmes* (zones d'influence) pour les bassins versants des rivières Bell et Allard (Figure 3.2).

Pour les fins du présent exercice, les stations discutées dans le présent rapport seront classées par sous-bassins hydrographiques. Les distances apparaissant en foncé sont les distances cumulatives à partir du plus significatif point de rejet dans le milieu récepteur.

3.2 Stations d'échantillonnage

3.2.1 Sous-bassin de la rivière Allard

Sur le tributaire :

Station témoin 3 : 3 km en amont de l'effluent du parc.

Station 4 : 1 km en aval de la confluence du cours d'eau contenant l'effluent du parc à résidus Lac Watson, le canal de dérivation (sud) des eaux de ruissellement du parc et les eaux d'exhaure du site Isle-Dieu (acheminées au concentrateur depuis décembre 1989). **(1 km)**

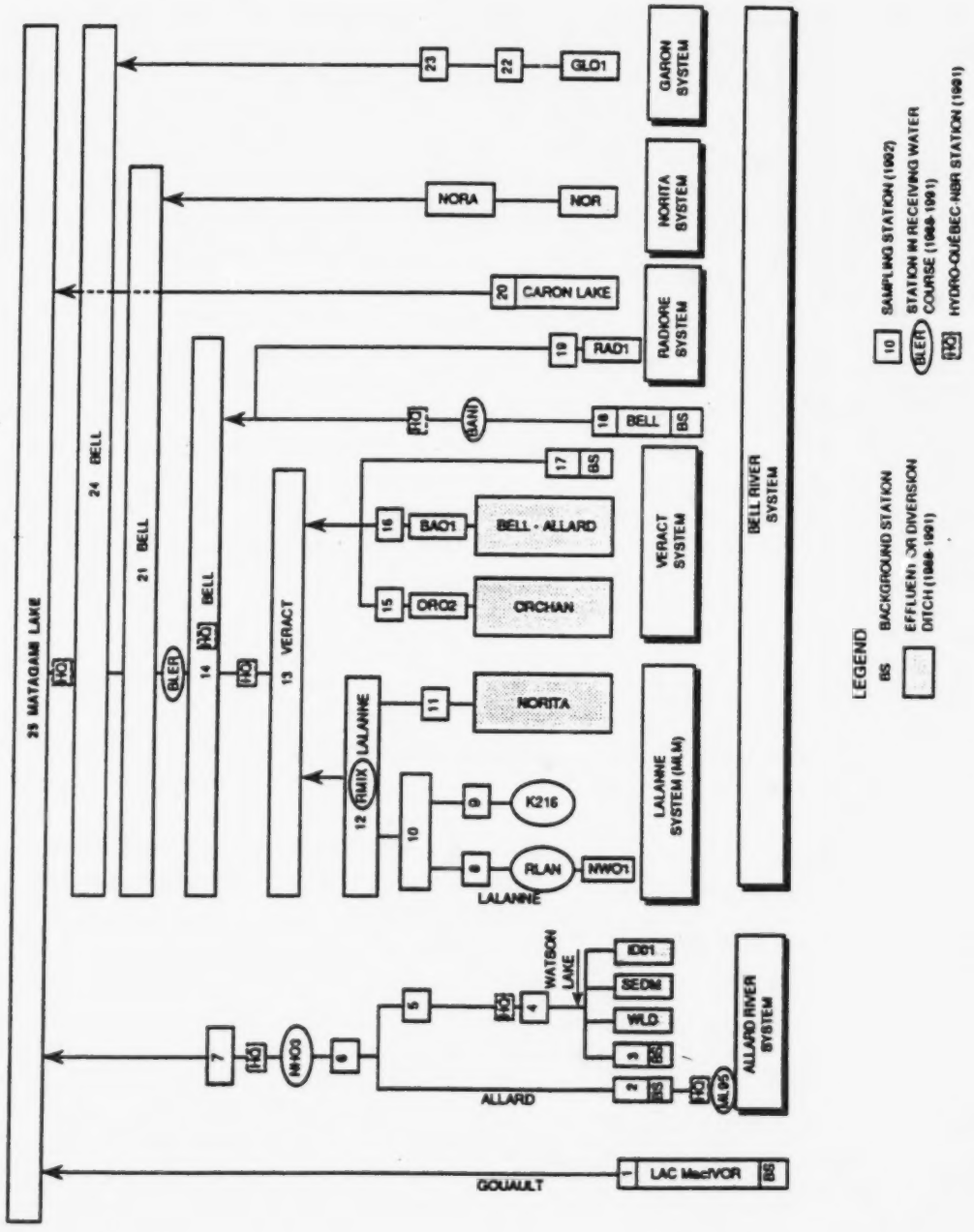
Sur la rivière Allard :

Station témoin 2 : 4 km en amont de la confluence avec le tributaire.

Station 6 : 1,5 km en aval de la confluence avec le tributaire et 3 km en aval de la station 5 **(11 km)**

Station 7 : 14,5 km en aval de la confluence avec le tributaire et en aval du point de déversement des eaux de ruissellement du site d'extraction New Hosko. On retrouve sur ce site, abandonné depuis 1980, un puits à ciel ouvert. **(24 km)**

Figure 3.2 : Répartition des stations d'échantillonnage par bassin versant



3.2.2 Sous-bassin du ruisseau Veract

Sur le ruisseau Lalanne :

Station 8 : 6 km en aval du point de déversement des eaux de ruissellement du canal de diversion nord dans le milieu récepteur.

Station 9 : 5 km en amont du point de déversement des eaux de ruissellement du site Lac Matagami (traitement et extraction ayant cessés en 1988) dans le ruisseau Lalanne. Il est à noter que le cours d'eau (K216) joignant le site au ruisseau Lalanne a été utilisé comme lieu de dépôt des résidus en cas de nécessité. Le lit de ce cours d'eau est donc partiellement recouvert d'une couche de résidus.

Station 10 : 3 km en aval de l'embouchure du ruisseau K216 sur le ruisseau Lalanne **(8,5 km)**

Station 11 : 4 km en amont du point de déversement des eaux de ruissellement du site d'extraction Norita dans le ruisseau Lalanne.

Station 12 : 1,5 km en aval de la station 10 et en aval du point de déversement des eaux de ruissellement du site Norita. **(10 km)**

Sur le ruisseau Veract:

St. témoin 17 : environ 25 km en amont de l'embouchure du ruisseau Veract dans la rivière Bell (station 13).

Station 15 : en aval du point de déversement des eaux de ruissellement du site d'extraction Orchan (abandonné en 1982) dans un tributaire du ruisseau Veract (10 km en amont de la station 13).

Station 16 : en aval du point de déversement des eaux de ruissellement du site d'extraction Bell-Allard (abandonné en 1970) dans un autre tributaire du ruisseau Veract (20 km en amont de la station 13).

Station 13 : embouchure du ruisseau Veract dans la rivière Bell. **(15 km)**

3.3 Caractéristiques de l'effluent

3.3.1 Débits

Les débits journaliers moyens varient entre 19 073 et 22 937 m^3/j pour la période de 1989 à 1993. Figure 3.3 présente les débits journaliers moyens par mois pour le site Lac Matagami. On remarque de fortes augmentations du débit de l'effluent lors de la fonte printanière et de la crue automnale.

Pour le site Norita, les débits journaliers moyens ont été de 527, 272, 308, 371 et 285 m^3/j pour les années 1989 à 1993 respectivement. Le patron d'écoulement est sensiblement le même que pour le Lac Matagami.

3.3.2 Caractéristiques physico-chimiques

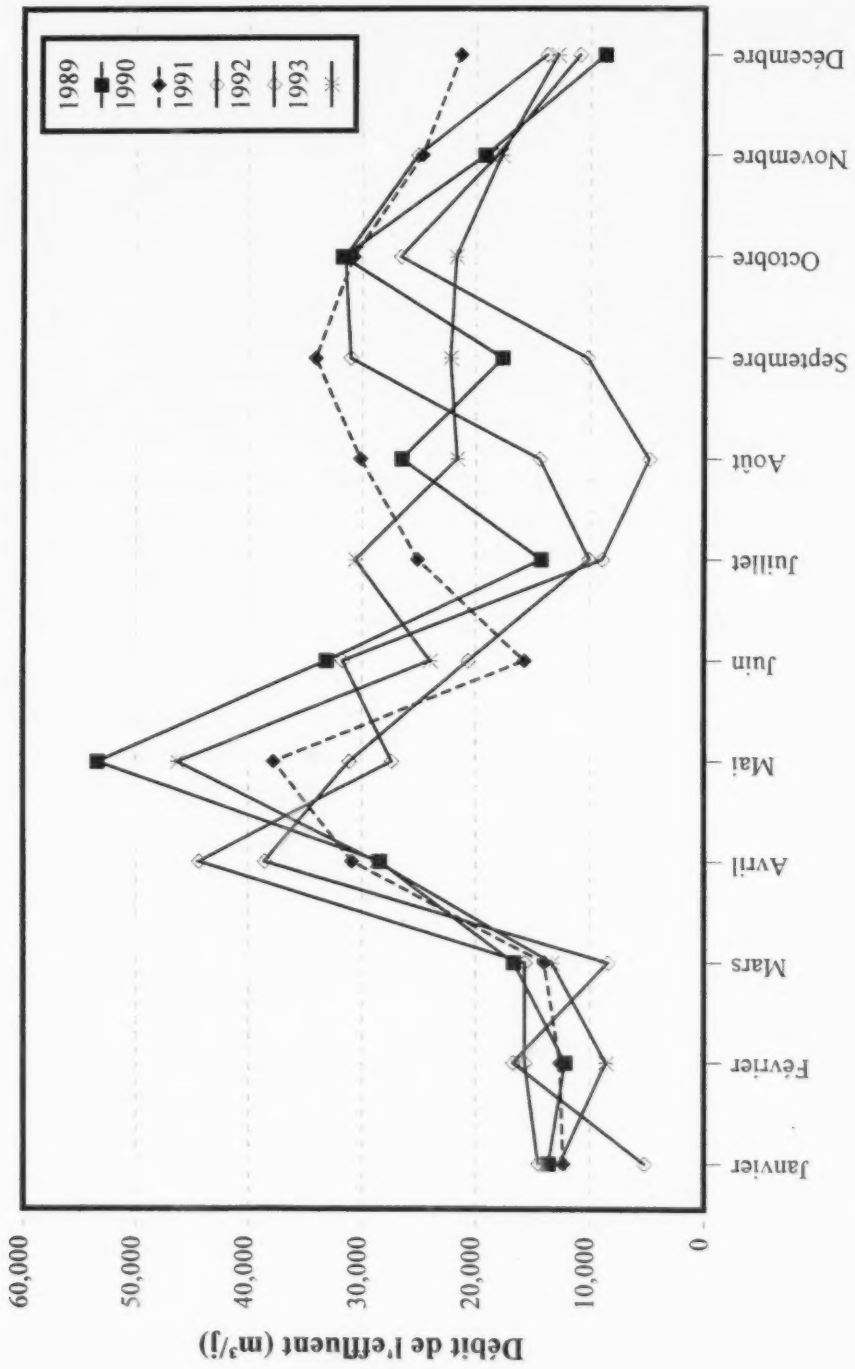
Pour les deux (2) sites miniers, les teneurs en cuivre total, nickel total et fer total sont généralement faible dans l'effluent et toujours en deçà des normes de conformité du MENVIQ pour la période de 1989 à 1993. Par contre, bien que la teneur moyenne annuelle est toujours inférieure à 400 μg/L, les teneurs en zinc total ont parfois atteint des niveaux supérieurs à la norme de 500 μg/L durant les années 1989 à 1991. En 1992 et 1993, pour le site Lac Matagami, aucun dépassement n'a toutefois été observé, et un seul pour le site Norita en 1992.

Les eaux de l'effluent des deux (2) sites miniers sont généralement très basiques. En effet, entre 1989 et 1992, le pH de l'eau était fréquemment supérieur à 9,5, principalement durant la période de janvier à juin. Par contre, la situation a été corrigée à l'automne 1992 suite à l'installation d'un système de neutralisation au CO_2.

3.3.3 Bioessais de toxicité

Les bioessais annuels effectués avec des daphnies et des truites arc-en-ciel n'ont montré aucune toxicité pendant la période 1989 à 1992.

Figure 3.3 : La moyenne mensuelle des débits journaliers pour le site du Lac Matagami pour la période de 1989 à 1993



3.4 Qualité de l'eau dans le milieu récepteur

3.4.1 Méthodologie

Des échantillons d'eau ont été récoltées aux 25 stations à l'aide d'un échantillonneur de type Kemerer. L'échantillonnage a été effectué en conformité avec les méthodes suggérées par Environnement Canada dans la publication *Échantillonnage pour la qualité de l'eau* (1984).

Les paramètres analysés ont été sélectionnés selon le type de minerai prélevé à Matagami et la *Directive 019* (annexe 1) sur les industries minières. En plus des paramètres conventionnels étudiés *in situ* (pH, température, oxygène dissous et conductivité), un nombre de paramètres additionnels ont été mesurés en laboratoire, tels dureté, alcalinité, acidité, turbidité, MES, etc. Les analyses ont été réalisées au laboratoire de la division Horne du Minéraux Noranda inc. à Rouyn-Noranda. Le laboratoire de la Compagnie Nationale de Forage et Sondage (1991) inc. a effectué un contrôle de qualité sur 10% des échantillons.

Le programme de contrôle de la qualité a permis de constater une certaine divergence entre les résultats obtenus par les deux (2) laboratoires pour les analyse de manganèse, cuivre, plomb, zinc et chrome. Les concentrations pour ces paramètres devraient donc être prises avec réserve Les auteurs du document concluent toutefois que les résultats obtenus sont acceptables pour la réalisation de la présente étude.

3.4.2 Résultats

Mise à part les teneurs élevées en fer, les concentrations des autres métaux lourds sont relativement faibles. Les concentrations en fer et en aluminium sont élevées dans l'ensemble de la zone d'étude, des teneurs supérieures à 1,4 mg/L et 1,0 mg/L respectivement ayant été enregistrées aux stations témoins également. Le patron de distribution spatiale des teneurs en métaux montrent une capacité moyenne de dilution du milieu récepteur. En effet, les concentrations en métaux dans l'eau ne reviennent à des concentrations semblables à celles de la station témoin (#17) qu'à plus de 15 km des points de rejet dans le cas du bassin de la rivière Bell (tableau 3.2). De plus, les échantillonnages ayant été fait à la fin de l'été (août et septembre), le facteur de dilution peut donc être encore plus grand durant les périodes de crues.

Tout comme pour l'ensemble du territoire de la Baie-James, l'eau des stations échantillonnées est un peu acide et a de faibles valeurs d'alcalinité, de dureté et de conductivité.

Tableau 3.2 : Qualité de l'eau de la zone à l'étude en 1992

	Bassin de la rivière Allard						Bassin de la rivière Bell										
							Ruisseau Lalanne						Ruisseau Veract				
	St 2*	St 3*	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12	St 15	St 16	St 17*	St 13
pH	7,9	5,9	8,4	7,2	7,9	7,7	6,6	6,6	6,8	5,4	7,1	7,1	5,2	4,9	6,8
MES (mg/L)	34	29	28	26	32	35	24	35	24	30	27	25	26	20	39
Dureté (mg/L)	59,7	25,1	429	127,7	67	67	36,9	108	42,7	66,8	40,7	115	17	11,3	28,6
Al (mg/L)	4,02	1,48	0,49	1,82	3,39	4,73	0,91	0,73	1,03	1,31	1,19	0,19	2,21	1,00	2,65
Cd (µg/L)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,9	<0,5	1,8	0,6	4,7	0,7	0,5	0,5	<0,5	0,6
Pb (µg/L)	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ni (µg/L)	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	7	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Fe (mg/L)	2,86	1,61	0,62	1,64	2,42	3,28	1,16	10,2	3,47	1,56	2,78	0,47	1,72	1,42	2,51
Cu (µg/L)	5	4	6	8	5	6	4	26	11	3	14	12	7	2	7
Zn (µg/L)	17	24	50	64	20	36	14	717	236	37	294	130	25	7	81

* station témoin

3.4.3 Discussion et recommandations

La méthodologie utilisé pour le suivi de la qualité de l'eau semble appropriée. Les stations ont été réparties de façon à couvrir l'ensemble de la zone d'étude. De plus, un bon contrôle de la qualité a été mis en place pour les analyses de laboratoire.

Les résultats indiquent que les effluents miniers apportent une certaine charge en métaux lourds (principalement du zinc) et que la dilution est moyenne. Une comparaison avec les stations témoins et des données d'Hydro-Québec prises en 1991 démontre que les impacts des activités minières sur la qualité de l'eau, dans le cas des rejets dans le ruisseau Lalanne du moins, peuvent s'étendrent sur une distance de 15 km. Les teneurs en fer total dans l'eau sont élevées mais sont causées en grande partie par des apports intrinsèques du milieu (bruit de fond). Ces teneurs « naturelles » sont d'ailleurs de beaucoup supérieures à la limite recommandée pour prévenir la toxicité chronique dans l'habitat aquatique (0,3 mg/L).

Il serait intéressant de comparer à l'avenir les résultats obtenus avec les limites recommandées par le MENVIQ (1990) pour les différents usages de l'eau au Québec.

3.5 Qualité des sédiments

3.5.1 Méthodologie

Une tarière de type KB a été utilisée pour récolter les sédiments (25 stations) jusqu'à une profondeur de 20 cm. Ces échantillons ont, par la suite, été subdivisés en sous-échantillons afin de refléter les caractéristiques des diverses profondeurs. Des échantillons additionnels ont été prélevés à l'aide d'un échantillonneur Ponar à 6 stations. Ce type d'échantillonneur permet de récolter des échantillons à une profondeur de 5 à 10 cm mais ne permet pas de subdiviser l'échantillon.

Les échantillons ont été récoltés dans des zones de faible vélocité du courant, donc des lieux de sédimentation.

Les paramètres analysés sont ceux prescrits par la *Directive 019* et mentionnés dans le certificat d'autorisation émis par le ministère de l'Environnement.

Les analyses ont été réalisées au laboratoire de la division Horne du Minéraux Noranda inc à Rouyn-Noranda. Le laboratoire de la Compagnie Nationale de Forage et Sondage (1991) inc. a effectué un contrôle de qualité sur 10% des échantillons, ainsi que les analyses de granulométrie. Le programme de contrôle de la qualité a permis de constater une certaine divergence entre le résultats obtenus par les deux laboratoires. Les auteurs du document

concluent toutefois que les résultats obtenus sont acceptables pour la réalisation de la présente étude.

Aucun détail sur les aspects méthodologiques de la campagne d'échantillonnage de 1977 est présenté.

3.5.2 Résultats

On observe des concentrations élevées de zinc et de cuivre dans les sédiments des stations situées à proximité de l'effluent (#4 et 5) du lac Watson (figures 3.4 et 3.5). Toutefois, les effets ne semblent pas s'étendre jusqu'à la rivière Allard, à 11 km plus en aval.

De la même façon, les activités minières ont un impact significatif sur la qualité des sédiments du ruisseau Lalanne ainsi qu'à l'effluent de la mine Orchan, les concentrations de zinc y étant élevées. Dans ce cas (stations #9 et 10), les concentrations en zinc sont de 30 à 50 fois supérieures à celles des stations témoins. Les effets dans ce bassin versant se font sentir jusqu'à la station #13, située à 15 km des sites de rejets.

Les concentrations de métaux dans les sédiments diminuent avec la distance des sources. Par contre, on observe pour les stations en aval des rivières Bell et Allard, avant qu'elles ne se jettent dans le lac Matagami, que les concentrations de zinc sont similaires aux sédiments du lac lui-même; ceci laisse donc croire que l'activité minière aurait également affecté le lac.

3.5.3 Discussion et recommandations

Tout comme pour le suivi de la qualité de l'eau, la méthodologie employée pour l'analyse des sédiments semblent appropriée. Un contrôle adéquat de la qualité des analyses a été effectué.

Les résultats et leur interprétation démontrent bien que les activités minières ont des effets sur le degré de contamination des sédiments des cours d'eau de la région. Toutefois, étant donné qu'on ne connaît pas le taux de sédimentation/érosion ni le temps de transport moyen entre les sites et les zones de déposition, il est difficile d'interpréter les résultats des différents couches de sédiments analysées. Les données nous permettent toutefois d'affirmer qu'il y a de fortes accumulations de zinc et, dans une moindre mesure, de cuivre dans les sédiments à proximité des sites miniers et que les effets se font sentir sur une dizaine de kilomètres en aval.

Figure 3.4 : Concentrations en zinc dans les sédiments, 1992

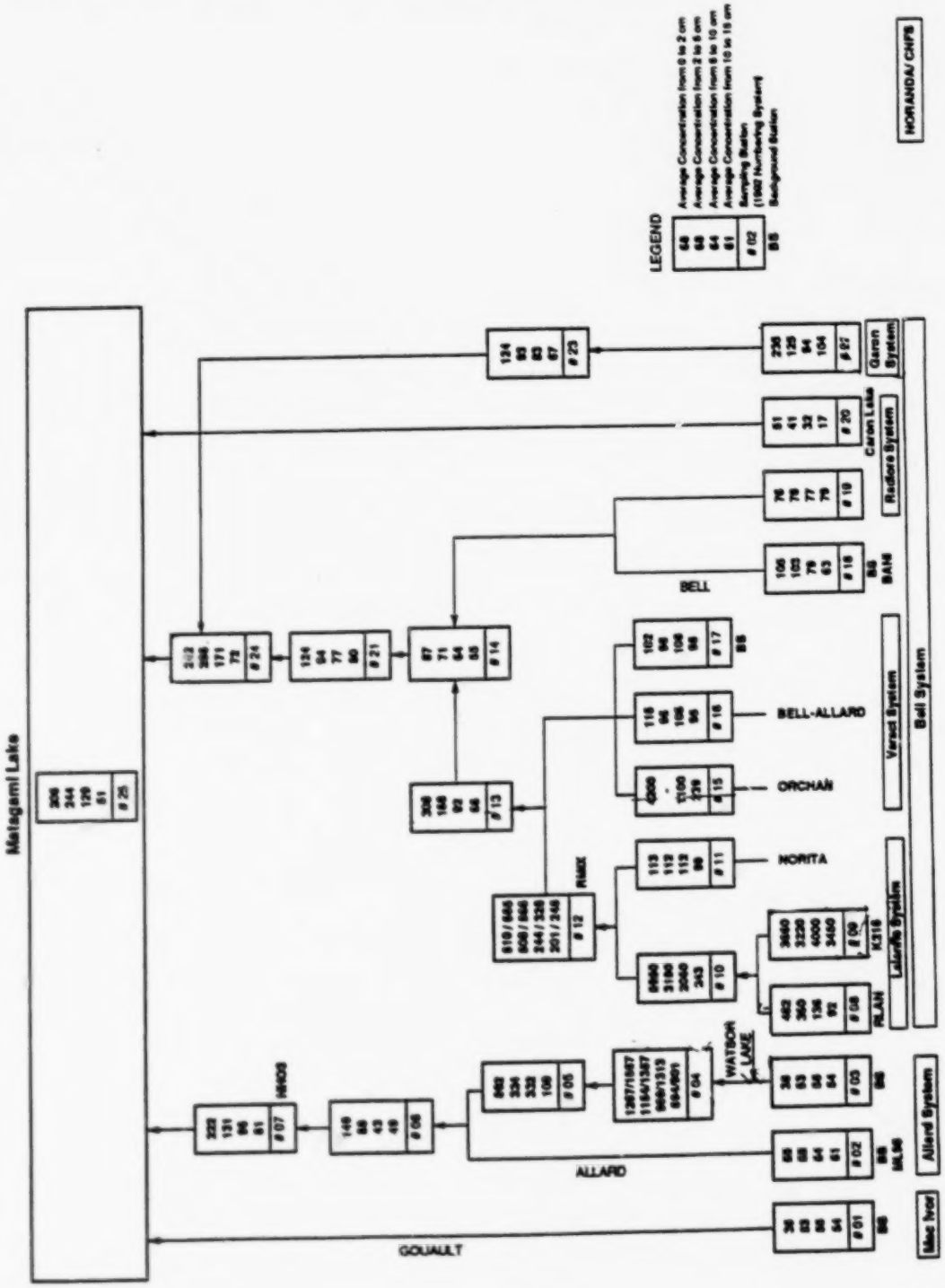
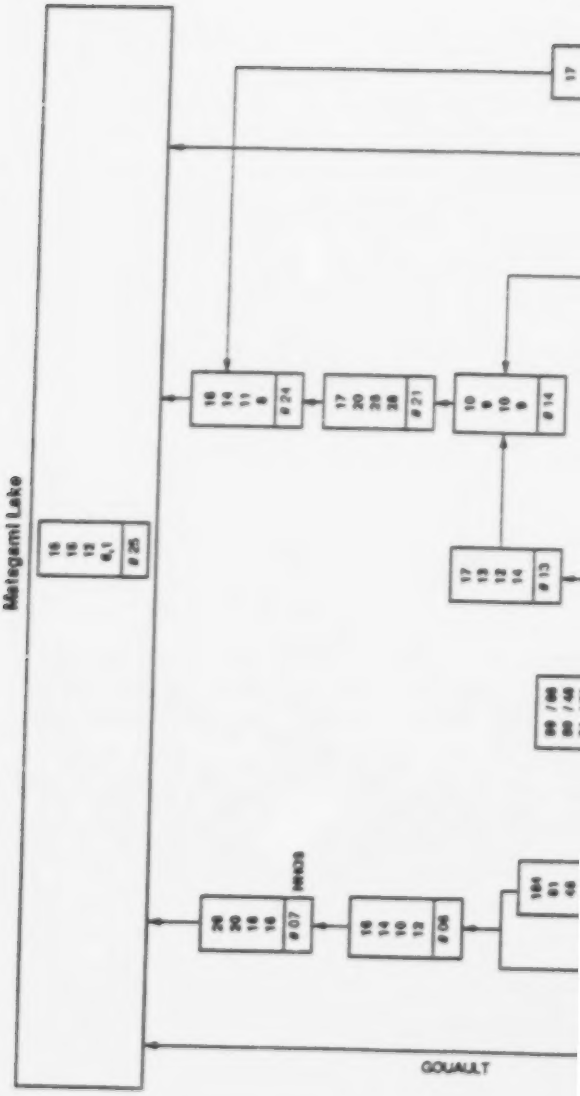


Figure 3.5 : Concentrations en cuivre dans les sé



ments, 1992

LEGEND
Average Concentration from 0 to 2 cm
Average Concentration from 2 to 5 cm
Average Concentration from 5 to 10 cm
Average Concentration from 10 to 15 cm
Sampling Station
(1982 Numbering System)
Background Station
Bell System
Varian System
Laforce System
Allard System
Mac Ivor
Garon System
Radiore System
Caron Lake
BELL
BELL-ALLARD
ORCHAN
NORITA
RIMOUSKI
WATSON LAKE
ALLARD
RLAN
BAM
ML90

3.6 Étude de benthos

3.6.1 Méthodologie

L'échantillonnage a été effectué à l'aide d
(2) échantillons ont été récoltés à chaque
Chaque échantillon était constitué de troi
filtre de 500 μm. Une description de chaq
d'un formulaire d'évaluation.

Le triage et l'identification des organis
paramètres suivants ont été évalués:

- le nombre de taxa
- la densité totale (# organismes/m2)
- l'indice de diversité
- l'indice d'équitabilité
- la composition taxinomique basée su
- le ratio EPT:C

Afin d'effectuer un contrôle de la qua
l'identification sur 10% des échantillons. D
Selon les auteurs, ces contrôles ont per
d'identification.

3.6.2 Résultats

Les organismes benthiques sont relativem
plus de 1 200 organismes/m^2). Deux (2) st
organismes/m^2), l'une où l'eau est très tur
cuivre dans les sédiments sont relativem
fortes densités sont également des station
cuivre dans les sédiments. La diversité des
pour ces stations que pour les stations du

Le ratio ETP:C est généralement faible, v
de contamination. Il croît graduellement à
témoins #3 et #17 ont également des ratio
semblent donc en mauvais état, exception

une drague de type Ponar aux 25 stations. Deux station (3 échantillons aux stations 2, 5 et 25). (3) récoltes et était filtré in situ au moyen d'un habitat a été effectuée à chaque station à l'aide

es ont été réalisés par la firme SAB inc. Les

la densité relative (%) des organismes

té, un second technicien a réalisé en double plus, un contrôle externe a également été réalisé. is de constater une bonne qualité des travaux

nt abondants dans la zone étudiée (en moyenne tions ont des densités de benthos faibles (> 150 de et l'autre où les concentrations de zinc et de t élevées. Par contre, les stations avec les plus avec de très fortes concentrations de zinc et de opulations est toutefois généralement plus faible même bassin hydrographique (tableau 3.3).

r nul, pour les stations les plus près des sources esure que l'on s'éloigne. Toutefois, les stations TP:C très faibles. Les communautés benthiques aite peut-être des stations 2 et 7.

Tableau 3.3 : Diversité et indice d'évaluation des communautés benthiques, 1992

	Bassin de la rivière Allard						Bassin de la rivière Bell								
							Ruisseau Lalanne					Ruisseau Veract			
	St 2*	St 3*	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12	St 15	St 16	St 17*	St 13
Nombre de taxa	14	36	40	18	25	11	45	27	52	10	11	26	23	20	22
Densité (organismes/m²)	143	2 070	3 486	574	1 341	874	4 010	1 040	3 899	402	73	5 323	3 056	366	424
Indice de diversité	2,85	3,34	1,41	3,23	3,73	2,20	4,24	3,94	3,32	2,17	3,03	2,77	3,44	3,73	3,06
Indice d'équitabilité	0,75	0,65	0,27	0,77	0,80	0,64	0,77	0,83	0,58	0,65	0,88	0,59	0,76	0,89	0,69
Densité relative (%)															
Éphéméroptères + Plécoptères	37,8	0,0	0,7	0,0	1,6	11,0	0,7	0,0	0,1	0,0	8,7	0,0	0,0	0,0	9,0
Tricoptères	13,3	0,6	0,2	2,5	3,2	2,2	1,1	2,8	1,1	0,0	4,3	0,7	0,0	0,9	21,8
Chironomides	4,4	42,2	4,5	36,3	43,3	1,5	58,1	50,3	44,8	94,6	34,8	90,3	25,4	65,4	19,5
Autres insectes	6,7	7,6	87,5	0,0	5,3	0,7	9,7	30,3	5,6	0,0	4,3	2,7	20,4	13,5	39,8
Autres groupes	37,8	49,6	7,1	61,3	46,5	84,1	30,4	16,6	48,4	5,4	47,8	6,3	54,2	19,2	9,8
Ratio ETP/C	11,5	0,01	0,20	0,07	0,11	8,80	0,03	0,06	0,03	0,00	0,37	0,01	0,00	0,03	1,58

* station témoin

3.6.3 Discussion et recommandations

Le programme d'échantillonnage est bien élaboré et l'identification des spécimens est correcte. Les données recueillies permettent donc de se faire une idée juste sur l'état de santé des communautés benthiques de la zone étudiée.

Néanmoins l'interprétation du ratio ETP:C devrait être faite avec circonspection. En effet, ce ratio est basé sur l'hypothèse que les Éphéroptères, les Tricoptères et les Plécoptères sont généralement sensibles aux métaux lourds alors que les Chironomides sont plutôt tolérants. Toutefois, toutes les sous-familles de Chironomides ne sont pas pareillement sensibles de sorte qu'il est nécessaire de pousser plus loin l'identification (Gower et al., 1994). Comme les données brutes ne sont pas annexée au document consulté (#736), une analyse complémentaire, tenant compte que des sous-familles sensibles, ne peut donc être effectuée.

D'autre part, selon les données de composition des communautés benthiques, les stations #3 et #17 ne sont pas représentatives de stations « témoins ». En effet, l'abondance des Chironomides et le nombre de taxa relativement faible semble indiquer que les habitats benthiques de ces stations sont détériorés.

3.7 Étude des poissons

3.7.1 Méthodologie

Les poissons ont été récoltés à l'aide de filets expérimentaux à 6 stations (deux (2) sur la rivière Bell, deux (2) sur la rivière Allard, une (1) sur lac Matagami et une (1) sur lac MacIvor). Deux (2) espèces ont été utilisées pour les analyses en métaux, soit le Grand brochet (prédateur) et le Meunier rouge (poisson de fond).

Les analyses ont été réalisées au laboratoire de minéraux Noranda. Un programme de contrôle de la qualité basée sur la quantification de matériel de référence certifié et sur l'analyse en triplicata de 10% des échantillons a été effectué. Selon les auteurs, ces contrôles ont permis de conclure à la validité des valeurs obtenus.

L'analyse statistique des données a été effectuée en utilisant la méthodologie développée par Hydro-Québec pour les travaux de suivi du complexe La Grande.

3.7.2 Résultats

Les communautés piscicoles des stations situées en lac (#1 et #25) comportent une forte proportion de Percidés et de Corégonidés (voir figure 3.6). Pour les milieux plus lotiques, l'abondance relative du Grand brochet est beaucoup plus importante. On ne remarque pas de différences notables entre les communautés des stations à proximité des sites miniers et les stations témoins, l'habitat aquatique étant un facteur plus déterminant.

La chair du Grand brochet est contaminée par le mercure à des teneurs supérieures à la norme canadienne de commercialisation (0,5 mg/kg), tandis que le Meunier rouge l'est dans une moindre mesure (figures 3.7 et 3.8). En moyenne, les poissons en lac ont des teneurs en mercure plus élevées qu'en rivière et ceux de la rivière Bell sont plus contaminés (de 1,5 à 3 fois) que ceux de la rivière Allard. En fait, selon des données d'Hydro-Québec, la contamination mercurielle touche toute la région de la Baie-James et n'est donc pas un phénomène attribuable à l'exploitation minière.

Les concentrations en métaux mesurées dans les poissons sont inférieures à 0,5 mg/kg de chair, même près des sites fortements contaminés. Comme les métaux, contrairement au mercure, ne sont pas bioaccumulables, il n'y a pas de corrélation entre le degré de contamination et l'âge ou la longueur du poisson.

3.7.3 Discussion et recommandations

Les plans d'échantillonnage et d'analyse sont adéquats. De plus, comme ils sont semblables à ceux utilisés par Hydro-Québec, ceci permet de faire des comparaisons avec d'autres études dans la région.

Les activités minières ne semblent pas affectées les communautés piscicoles, les communautés étant semblables à celles des stations témoins. La contamination par les métaux est faible et semblable entre les stations témoins et les autres. Toutefois, on ne connaît pas très bien les effets des métaux sur la santé des poissons, ceux-ci étant peu documentés.

Figure 3.6 : Abondance (en nombre) des espèces de poissons capturées, été 1992

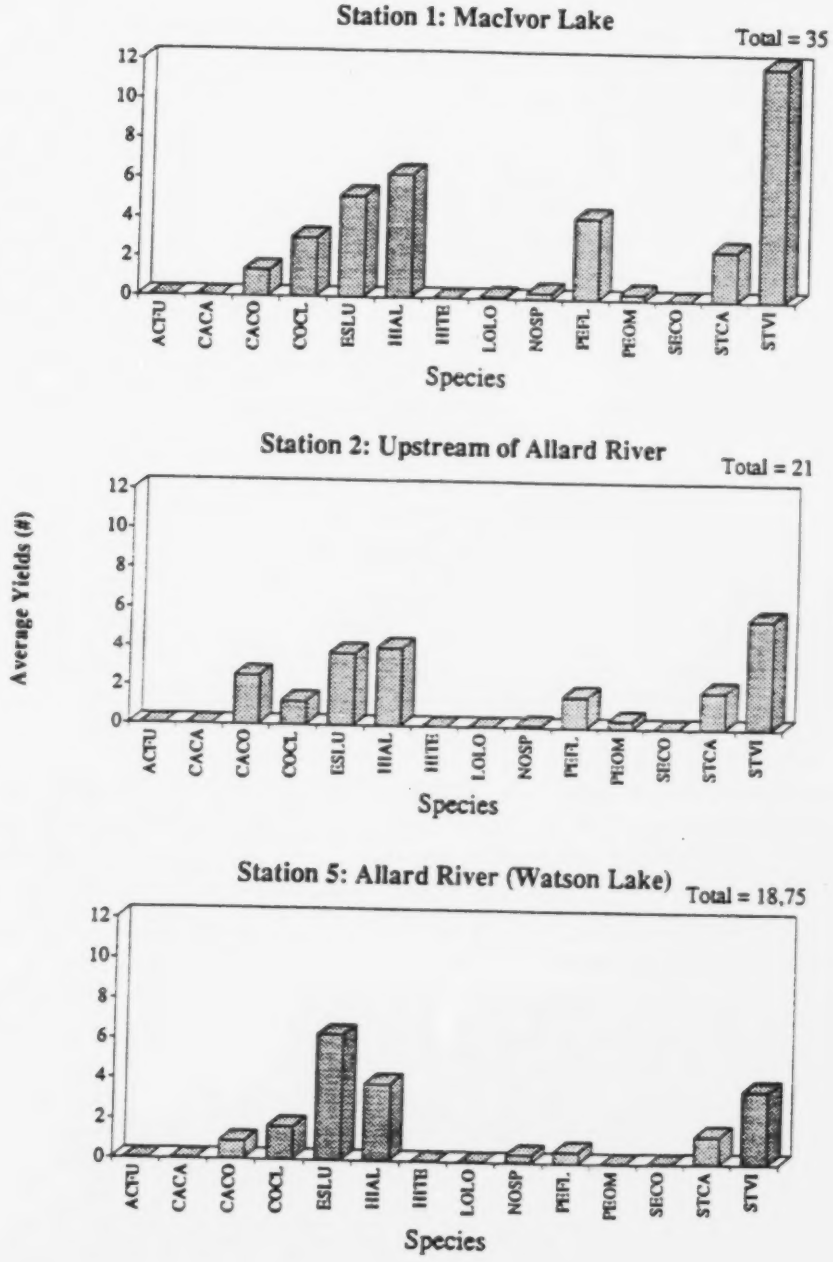


Figure 3.7 : Abondance (en nombre) des espèces de poissons capturées, été 1992

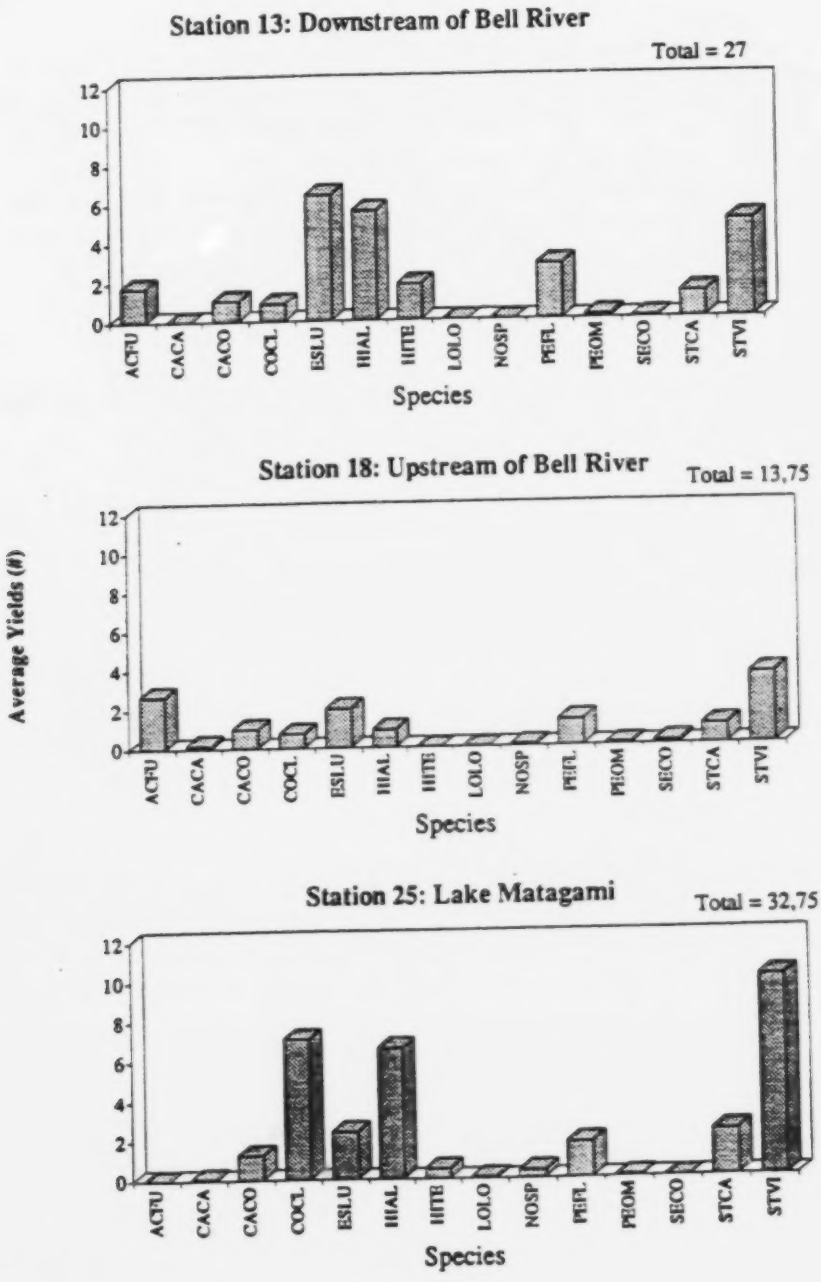


Figure 3.8 : Concentrations des métaux dans la chair et le foie des poissons, été 1992

3.8 Conclusion

L'étude a été bien planifiée et les données recueillies permettent de bien caractériser les écosystèmes aquatiques en cause et les impacts des activités minières sur ceux-ci. Le nombre de stations est suffisant et bien répartit. Les stations témoins, choisies *a priori*, devaient permettre de mesurer les conditions « naturelles », bien que deux (2) d'entres elles (#3 et #17) ne sont pas représentatives des communautés benthiques de milieux non-perturbés. Il serait donc opportun de procéder à une pré-étude afin de choisir des sites représentatifs pour effectuer les échantillonnages.

Les résultats des analyses de qualité de l'eau indiquent que les effluents miniers apportent une certaine charge en métaux lourds (principalement du zinc) et que la dilution est moyenne. Une comparaison avec les stations témoins et des données d'Hydro-Québec prises en 1991 démontre que les impacts des activités minières sur la qualité de l'eau, dans le cas des rejets dans le ruisseau Lalanne du moins, peuvent s'étendrent sur une distance de 15 km. Notons toutefois que, étant donné certaines divergences entre les deux laboratoires lors des tests de contrôle de qualité, certaines réserves doivent être émises. À l'avenir, il faudrait porter une attention particulière aux analyses inter-laboratoires pour s'assurer que les résultats sont précis.

L'analyse des sédiments démontrent que les activités minières ont un impact sur la contamination du substrat des cours d'eau sur plusieurs kilomètres en aval des sites de rejets. Les données nous permettent d'affirmer qu'il y a de fortes accumulations de zinc (jusqu'à 6 000 mg/kg) et, dans une moindre mesure, de cuivre dans les sédiments à proximité des sites miniers.

Par contre, les activités minières ne semblent pas affectées les communautés, la contamination par les métaux étant faible et semblable entre les stations témoins et les autres.

Mentionnons néanmoins que l'exploitation de la mine Lac Matagami a entraîné la perte d'un lac, le lac Watson, qui est utilisé comme parc à résidu depuis 1963. N'ayant pas de données sur les habitats et la faune du plan d'eau avant le début de l'exploitation, on ne peut toutefois évaluer l'ampleur de cet impact sur le milieu naturel.

3.9 Bibliographie

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. Bilan annuel de conformité environnementale; Secteur minier. 1989, 1990, 1991 et 1992. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des programmes sectoriels, Québec.

GOWER, A.M., G. MYERS, M. KENT et M.E. FOULKES. 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environnemental variables in metal-contaminated stream in south-west England. Freshwat. Biol. 32: 199-221.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990. Critères de qualité de l'eau. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, minstère de l'Environnement du Québec, Québec. 423 p.

ROCHE LTÉE. 1980. Étude sommaire de l'aspect économique de l'application des réglements s'adressant aux effluents liquides de l'industrie minière du Québec: Dossiers syntèses. Rapport produit par Roche Ltée pour le Service de protection de l'Environnement de Pêche et Environnement Canada. Pagination multiple.

Annexe 1 : Directive 019

Actuellement, les effluents des sites miniers du Québec sont assujettis à la Directive 019. Les normes que l'on retrouve sont de type technologique et sont les mêmes que celles du règlement fédéral en ce qui concerne les teneurs mensuelles moyennes en cuivre, en zinc, en plomb, en arsenic, en nickel et en matières en suspension. Par contre, la limite inférieure du pH est fixée à 6.5 et la limite supérieure est de 9.5. Par allieurs, les teneurs mensuelles moyennes en fer, en cyanures disponibles et en cyanures dissous sont normées. Finalement, il n'existe pas de norme pour les mesures instantanées (mis à part le pH).